

第二部分

2

海洋自然保护区管理绩效指标



上图是为分布在马达加斯加的红树林。红树林对于鱼类的繁殖和防止海岸侵蚀至关重要。但是，许多红树林都没有得到适当的保护，这降低了海洋自然保护区的成功率。

海洋自然保护区管理绩效指标

前言

本部分介绍了 42 个指标，包括 10 个生物物理指标、16 个社会经济指标和 16 个管治指标。为保证其适用于一系列的海洋自然保护区总体目标和具体目标，这些指标均经过两年严格的研究、专家评审、现场试验及修订。

为了保证指标的实用性，建立指标需要遵循若干标准。这些标准有助于为海洋自然保护区选择最适合的指标。一项总体目标和具体目标，可能适用一个或若干个指标。根据最成功的实践经验，一个好的指标需要符合下列 5 个标准（见 Margolius 和 Salafsky，1998）：

- 可测定性：可定性或定量地记录和分析；
- 精确性：所有指标均采用相同的定义；

指标确定（包括过程和时间安排）详见：
[http://effectiveMPA.2.gov/guidebook/
background.html](http://effectiveMPA.2.gov/guidebook/background.html)

- 一贯性：不随时间而改变，始终测量同一内容；
- 灵敏性：随测定指标属性或项目实际变化作出相应变化；
- 简单性：简单的指标普遍比复杂的指标受欢迎。

难度指数

每个指标都有一个难度指数。这是为了帮助评估者了解并采用所推荐的最基本的方法测量具体指标的相对难易程度（在某些场合，比较复杂的方法要比难度指数多 1~2 点难度）。难度指数的确定考虑了测量该指数所需的时间、技术水平、费用和其他资源。

- 1—易于测量的指标
- 2—较易于测量的指标
- 3—中等难度测量的指标
- 4—较难测量的指标
- 5—难以测量的指标

专栏 10

应用指标

标题	含义
■ 名称	指标的编号和名称
■ 总体目标和具体目标	与该指标对应的总体目标和具体目标（对应于项目制订的海洋自然保护区的总体目标和具体目标）
■ 难度等级	指标测量的难度
■ 指标名	指标的简要说明
■ 测定理由	阐述指标的含义和原理
■ 所需条件	收集和分析信息所需要的资源（人力、仪器设备）
■ 如何收集信息	用于收集相关指标信息的方法和方式
■ 结果分析和解释	分析信息的方法和程序及提交结果的建议
■ 成果	结果及其在海洋自然保护区的应用
■ 优点和缺点	指标的可用性及采用该指标时可能发生的问题
■ 现场实例	指标应用实例
■ 参考信息和网络链接	有关方法的信息来源以及对指标的进一步解释

时间和资源的优化

根据所选择的指标的特点，可以同时采集几个指标的信息。这需要 a) 两个或两个以上的指标收集，完全相同的信息； b) 两个或两个

以上的指标采用相同或相近的方法采集不同的信息。下面的专栏说明可以同时测量或采集的指标组。

专栏 11

指标分类法

生物物理指标组

- B1、B2——同样收集焦点物种的计数和体长信息；
- B1、B4——采用同样的方法测量相对丰度；
- B1、B4、B7——采用相似的方法采集渔获物和捕捞作业对象的信息；
- B2、B5——采用相近的方法测量渔业资源补充量；
- B1、B2、B3、B4、B5——采用相似的调查方式和方法；
- B1、B3——采用相似的方法采集有关生境利用的信息；
- B4、B6——这两个指标均关注群落组成；
- B10、B1-B8、S3、S1、S5、S10、G1、G4、G14——这些指标均关注人类的影响；
- B10、B7——这两个指标均关注对人类活动

的超负荷效应；

- B9、B10——采用相似的方法开展大气测定。

社会经济指标组

- S2、S3、S6、S9、S10、S13、S14——通过家庭调访收集信息；
- S8、S11——通过调查关键信息提供者采集信息。

管治指标组

- G2、G3、G6、G7、G9、G14、G15、G16——从与海洋自然保护区管理者和(或)工作人员的座谈中采集信息。

注：尽管其他管理指标都需要与利益相关者举行座谈，但每个指标所应对的利益相关者团体并不相同。

NOAA PHOTO LIBRARY



生物物理指标

前言

尽管海洋自然保护区有各种各样的社会效益和目的，但海洋自然保护区最终只是保护海洋和海岸带生物物理环境的手段。因此，用指标来测量生物物理环境是管理者最感兴趣的，管理者的工作就是评估海洋自然保护区的管理成效。

在大多数场合，海洋环境的生物学状况与人们的生活、收入和食品安全之间的联系非常直接。除了表征自然系统外，生物物理指标的测量在评估海洋自然保护区内部和周围社会经济和管治现状也很有用处。例如，海洋自然保护区的有效管理形成的生物物产（如鱼类）和生态服务（如营养循环）可以用金融术语来表述，其中海洋自然保护区是“旅行账户”，保存着社会未来赖以发展的自然“资本”。如果不主动自然资本而允许其随时间增长，那么从这种“本金”获取的“收益”能提供的生态产品和服务，不但满足人们现在的需求，而且能保证将来的使用。没有海洋自然保护区，自然资本可能会被社会“耗尽”，而且会随着时间的延续不断地消耗本金。在这一方面，6个生物物理指标（B1、B2、B3、B4、B6和B8）可用于测量“本金”的余量；而其他4个指标（B5、B7、B9和B10）可用于测量“收益”可能受到海洋自然保护区影响的程度。

本指南收集的10个生物物理指标可分为3个组：生物组、非生物组和空间组。前6个指标（B1～B6）用于评估海洋自然保护区内和周围的生物问题。B1和B2用于测量物种资源量，这两个指标的测试难度中等，取决于采样面积以及观察和捕获需要调查的生物的难易程度。B3到B6用于表征生态状况，它们不但重要，同时也是所有指标中最具挑战性的。B5和B6两个指标的测量需要一定的能力、时间和人力，这可能是世界上许多海洋自然保护区难以完成的任务。鉴于其复杂性，人们对许多大型的、多用途的海洋自然保护区是否具备适应性管理的能力仍存在疑问，因此，对是否取消

B6存在很多争议，但最终还是一致同意保留指标B6，因为管理者和专家都认为指标B6深入说明了营养关系对于成功规划和利用海洋自然保护区的重要性。

注意：生物指标（特别是B1、B2和B3）的测量是通过海洋自然保护区内外收集的信息的比较来进行的，因此必须确保在两个区域采用适当的采样方法。

B7是一个准生物指标，用于测量海洋环境中（海洋自然保护区内外）的某些生物产物的水平。B7测量渔业作业方法、产量和作业强度，以反映捕捞对象物种的生产力和健康程度。

B8是本指南提出的唯一应用于评估海洋环境的非生物状况的指标。

B9和B10测量的是生物物理指标的空间变化。关于在生物物理指标中是否包含这两个“空间”指标，在整个评估指标建立和验证过程始终存在争议。尽管这两个指标与海洋自然保护区的管理密切相关，而且所需要的信息也极为相似，但由于它们的直接目的是表征海洋自然保护区的生物学特征，因此没有归入到管治指标组。

并非所有的指标都适用于所有的海洋自然保护区。某些指标的测量需要较高的技术、人力、经费和时间。只要有可能，哪怕是最具挑战性的指标，本指南都提供了低成本的测定方法，尽管这些指标的评估结果可能是叙述性且具有高度的主观性，因而有可能不精确、不可信。

除了B6和B9外，所有的生物物理指标均成功地通过了海洋自然保护区绩效评估实验点的验证。尽管其他8个组指标的测量存在很多困难，但评估结果均报告这些指标对评估小组非常有用。评估小组根据这些指标评估和验证了海洋自然保护区的管理绩效，促进了生物物理类的目标的实现。



©WWF-CANON/EDWARD PARKER

▲与其他11个海洋自然保护区管理绩效评估实验区一样，坦桑尼亚马菲亚岛海洋公园在2002年和2003年测量了若干项生物物理指标。图中一位WWF的官员正在马菲亚岛测量一种新型的渔网网目。

注意：在某些场合，对海洋自然保护区内生物物理状态的测量可能并不能显示管理绩效。因为即使在理想化管理下的海洋自然保护区，这些指标也可能不受海洋自然保护区的影响，超出了管理者的控制。在这种情况下，这些指标可通过管理者与决策者、公众和资助者公开交流，说明对某些环境状况的影响可能超出了海洋自然保护区及其团队的管理能力。

要简明地、恰如其分地、全面地总结测量生物物理特性的所有方法对作者而言不是一件容易的事情。由于大部分方法在科学文献中已有完整的记载，生物物理指标还不可能，也不准备对其加以全面的审议。因此，本指南关于指标阐述的重点在于总结最基本的、在实践中已被广泛地接受和应用的方法。这对于信息的分析和解释也是一样的。一些更先进的信息收集和分析技术可在参考文献中找到，但这不属于本指南的重点。

此外，本指南曾考虑过是否实现生物物理指标的测量方法和引证的标准化。一旦标准化，则读者很难拥有多种选择。最后，大部分

评审者、验证员和资助者同意，允许采用最灵活和最包容的测量办法，因为：a) 大部分海洋自然保护区的生物物理特性实际存在地域特征；b) 评估小组的能力和资源保证水平不同。因此，本指南并不宣扬某种指标的测量方法优于其他方法。选择“正确”的方法是评估组的责任。本指南鼓励评估组利用各自专业和对地域的熟悉程度，判断哪一种方法最适合本保护区，其判断标准是生物体、群落和环境的特性。

注意：本指南所提供的指标测量基本方法只是一个起点，难以始终提供可靠的或足够的证据说明受到评估的海洋自然保护区的管理绩效。本指南提供的方法也只是起步，用于评估海洋自然保护内部和周围的基本生物物理状况，因此这些方法不能被视为是测量该指标的限定方法。本指南提供的某些方法仍然在实验、评议和不断修改过程中。

得出评估结果后，不要过早地庆祝或恐慌！只有经过细心的、坚持不懈的、多年的观测和证实，才能清楚地看到海洋自然保护区相对自然背景波动的生态学效应。

参考文献和网络链接

Bell, J.D., Craik, G.J.S., Pollard, D.A. and Russell, B.C. (1985). "Estimating length frequency distribution of large reef fish underwater". *Coral Reefs* 4: 41-44.

Clarke, K.R. and Warwick, R.M. (2001). *Change in marine communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. 2nd edition. Primer-E, Plymouth, UK.

Dartnall, H.J. and Jones, M. (1986). *A manual of survey methods of living resources in coastal areas*. ASEAN-Australia Cooperative Programme on Marine Science Hand Book. Australian Institute of Marine Science, Townsville, Queensland, Australia.

Done, T.J. and Reichelt, R.E. (1998). "Integrated coastal zone and fisheries ecosystem

management: generic goals and performance indices". Ecological Applications 8 (supplement): 110-118.

Elliot, J.M. (1977). "Some methods for statistical analysis of benthic invertebrates". Freshw. Biol. Assoc. Sci. Publ., U.K 25: 1-156.

English, S., Wilkinson, C. and Baker, V. (eds.) (1997). Survey Manual for Tropical Marine Resources. 2nd Edition. Australian Institute for Marine Science, Townsville, Queensland, Australia.

Grumbine, R.E. (1994). "What is Ecosystem Management?" Conservation Biology 8 (1): 2738.

Hilborn, R. and Walters, C.J. (1992). Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, dynamics, and uncertainty. Chapman and Hall, New York, NY, USA.

Lackey, R.T. (1995)."Ecosystem Management: Implications for Fisheries Management." Renewable Resources Journal 13 (4): 11-13.

Ludwig, D., Hilborn, R. and Walters, C.J. (1993). "Uncertainty, resource exploitation, and conservation: lessons from history". Science 260: 17-18.

Odum, E.P. (1971). Fundamentals of ecology. W.B. Saunders Co., Philadelphia, PA, USA.

Sale, P.F. (2002). "The science we need to develop for more effective management". In Sale, P. F. (ed.), Coral Reef Fishes: Dynamics and diversity in a complex ecosystem. Academic Press, San Diego, USA. pp. 361-376.

Tupper, M. (2002). "Marine reserves and fisheries management". Science 295: 1233 51

NOAA PHOTO LIBRARY



CHRIS GOMERSALL/NATUREPL.COM

图2 生物物理总体目标、具体目标和指标

与海洋自然保护区相关的、常见的生物物理总体目标（n=5）和具体目标（n=26）

总体目标1 海洋资源的维持或保护

- 1A 索取性或非索取性利用的目标物种种群恢复到或维持在期望的参照水平
- 1B 防止生物多样性、生态系统功能和结构的衰退
- 1C 保护索取性或非索取性利用的目标物种在其易受伤害的海域和（或）生活史阶段免遭捕获
- 1D 减少、防止或完全禁止单海生物和（或）非生物资源的过度开发
- 1E 提高或维持海洋自然保护区周围的渔业作业区的渔获量
- 1F 在海洋自然保护区内提高或维持渔业资源量的更新速率

总体目标2 生物多样性保护

- 2A 固有生态系统、群落、生境、物种和基因具有足够的代表和获得保护
- 2B 生态系统功能的维护
- 2C 稀有的、定栖的或地方性物种的保护
- 2D 对物种生活史阶段具有重要意义的海域保护
- 2E 消除或减少海洋自然保护区内非自然的威胁和人类影响
- 2F 足以蔓延到整个海洋自然保护区的无节制侵扰的危险
- 2G 清除外来入侵物种与遗传类型或防止其蔓延

总体目标3 特殊物种的保护

- 3A 提高或维持焦点物种的丰度
- 3B 恢复和维持焦点物种生存必需生境和生态系统功能
- 3C 清除或降低海洋自然保护区内和（或）外非自然的威胁和人类影响
- 3D 清除外来入侵物种与遗传类型或防止其蔓延

总体目标4 生境保护

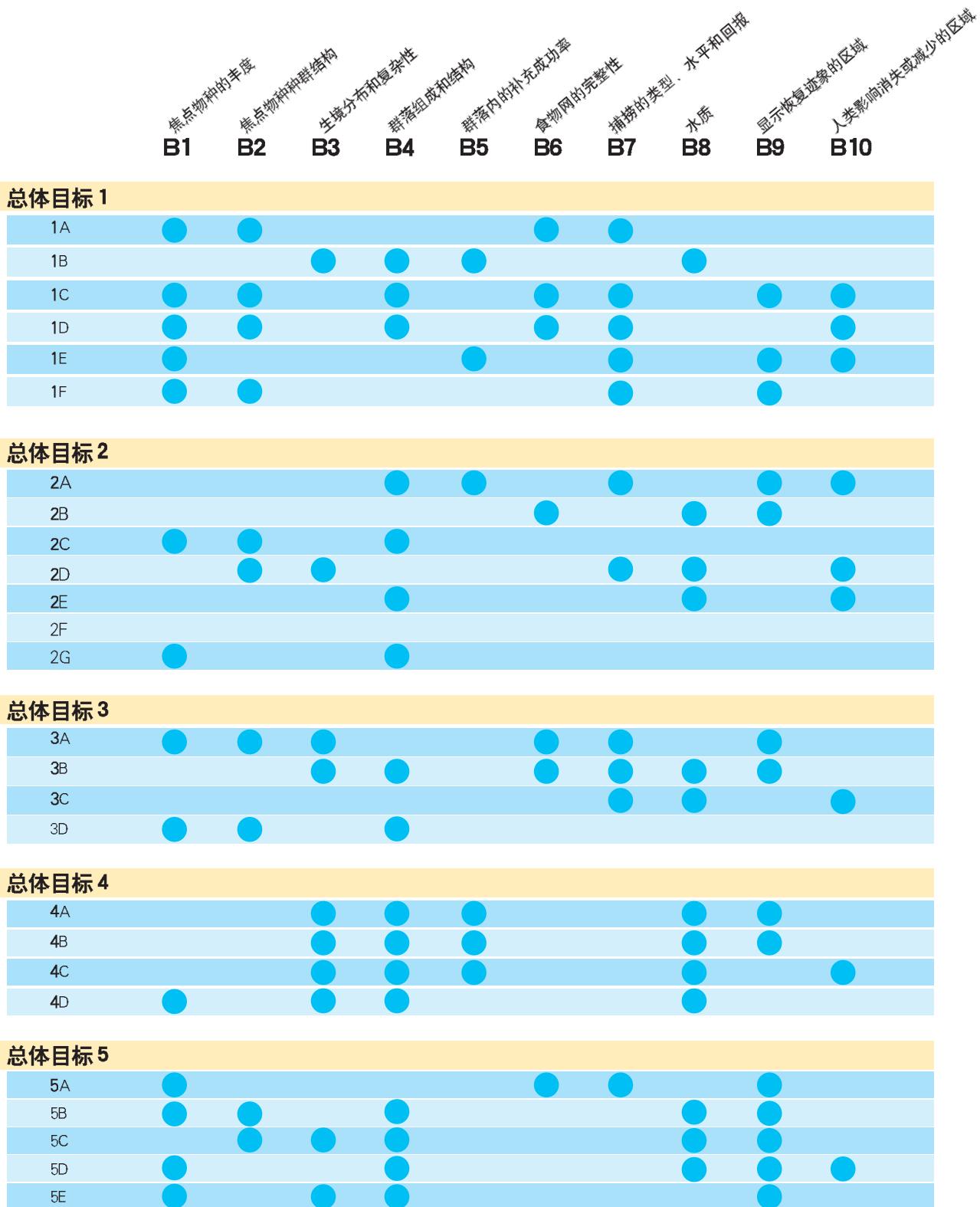
- 4A 修复或维持生境数量和（或）质量
- 4B 保护对生境的存在至关重要的生态过程
- 4C 清除或降低海洋自然保护区内和（或）外非自然的威胁和人类影响
- 4D 清除外来入侵物种与遗传类型或防止其蔓延

总体目标5 退化区域的修复

- 5A 固有物种种群恢复到期望的水平
- 5B 生态系统功能的恢复
- 5C 生境数量和（或）质量的修复或重建
- 5D 清除或降低海洋自然保护区内和（或）外非自然的威胁和人类影响
- 5E 清除外来入侵物种与遗传类型或防止其蔓延

总结表

生物物理指标和常见的总体目标与具体目标的联系





加勒比海的一只宽吻海豚正在跃出海面。在大众心目中，海洋哺乳动物是海洋自然保护区的典型代表。

什么是“焦点物种的丰度”

物种丰度是指在海洋自然保护区内外某一特定物种的出现的数量。物种丰度通常用来代表种群的大小，且被认为是反映生物种群在特定区域内状态的主要指标，例如种群是否随时间增长。物种的密度是通过测定在一定（单位的）区域内的丰度来决定的。物种丰度是保护区管理获得生物学“成功”的最普遍的标准。

焦点物种是具有生态学价值和（或）对人类有价值的生物物种。利用海洋自然保护区对焦点物种实施管理意义重大。各海洋自然保护区可以确定不同类型的焦点物种（见专栏B1）。



焦点物种的丰度也可以定义为在同一群落内，特定物种相对其他物种被发现的几率，即B4。

专栏B1

焦点物种的类型

（摘自NOSS, 1990）

- 地方性的——只在海洋自然保护区邻近水域天然存在的物种；
- 外来的——非本地的物种，其存在对当地生态造成负面影响而受到关注，例如外来藻类导致的水华造成当地生境的窒息；
- 标志性的——具有社会或文化意义的象征性物种，被管理者作为海洋自然保护区的标志从而增强公众的兴趣及获得民众支持；
- 指标性的——能指示扰动对群落内其他生物影响的物种，例如海藻林内的海獭；
- 基础性的——群落中其他物种直接依赖的物种，例如维持沿海食物链的上层捕食鱼类或在珊瑚礁中为其他物种提供生存空间（生境）的物种；
- 目标物种——由于其可索取或不可索取利用的价值而受到关注的物种，例如通常供当地食用的贝类或给该地区带来游客的虎鲸。由于并非所有的目标物种都是管理的首要对象，因此它们并不都是焦点物种；
- 易受伤害的——与群落中其他物种相比，不能忍受环境变化和（或）需要精心管理才能延续的物种，例如生长缓慢的或难以繁衍的、濒危的、已受伤害的或珍稀的物种（例如列入濒危物种名录的物种）。

► 大白鲨等鲨鱼经常被认定为海洋自然保护区的焦点物种。许多起到许多基础作用的物种不仅是顶级捕食者，而且也经常是标志物种，被管理者作为海洋自然保护区的标志以增强公众的兴趣并获得更多的支持。

许多海洋自然保护区的总体目标和具体目标都与保护某些焦点物种直接相关。

测定理由

保护、增强和（或）维持焦点物种群是建设海洋自然保护区最常见的理由之一。增加和维持保护区中焦点物种的数量被普遍视为有效管理保护区的标志。因此，监测焦点物种群丰度的变化成为保护区管理者最基本的活动之一。所幸，对比观测海洋自然保护区内、外一个种群个体数量所采用的基本方法有时比较简单且易于理解。

驻留在海洋自然保护区内的焦点物种群受到由于保护而有所增长，其个体可能迁徙或“溢出”到邻近未受保护的区域，从而提高了人类可利用的生物量。结果，许多管理者不但有责任展示保护区内的焦点物种个体随时间增加

与总体目标
和具体目标
的关系

总体目标1

1A 1C

1D 1E

1F

总体目标2

2C 2G

总体目标3

3A 3D

总体目标4

4D

总体目标5

5A 5B

5D 5E



NOAA PHOTO LIBRARY

的情况，还要展示保护区周围水域焦点物种数量的增加。

此外，维持珍稀物种的种群（如鲸或海龟）健康可能会激发旅游者和公众的兴趣，增加旅游收入，使公众支持海洋自然保护区的继续存在。最后，向决策者展示海洋自然保护区在增加或维持焦点物种数量方面的作用，这有助于获取财政和政治上的支持以便维持和（或）扩大管理计划。

这一指标也是判断是否存在入侵物种及其存在程度（丰度）的有用手段。

如何收集信息

在开始收集信息之前，评估组需要一份在评估期间要观测的保护区内及其周围水域焦点物种的名录。在某些情况下，不管是评估者还是海洋自然保护区的管理团队都不太了解这些物种。如果情况如此，则必须由评估小组来确定焦点物种并列于纸上。审议海洋自然保护区内的焦点物种有助于信息的收集。在调查之前，该目录必须经参与海洋自然保护区管理的主要利益相关者审议和批准。

收集信息所需的条件

- 焦点物种名录（经过利益相关者的审议并批准）；
- 在海洋自然保护区内、外设定的采样点；
- 在调查方法和分类鉴定方面训练有素、数量足够的人员和（或）志愿者；
- 船只（带安全设施）和发动机；
- 调查工具（如卷尺、罗盘、拖缆、水下书写板）；
- 轻潜装备或通气设施；
- 手提全球定位系统；
- 水下数码照相机（验证物种鉴定）；
- 先进的设施（如果可能提供）：空中照相、卫星成像和地理信息系统、小型飞机或直升飞机（用于大型的、活动范围广的生物的观测）、标记和遥测装置以及数码摄像机与水下支架。

注：科学界正在讨论在丰度上最适合采用的分类学水平，本指南讨论的海洋自然保护区内焦点物种的计数是在种的水平上（而不是在属或科的水平上）进行的。

有些海洋自然保护区可能只需要监测少数几个焦点物种，但其他保护区可能要监测几十个焦点物种。到底要调查多少种焦点物种才能测量焦点物种的丰度，在很大程度上取决于评估组的能力和可支配的资源。

有多种技术可用于测定在具体海域内焦点物种种群的丰度，这在文献中已有详尽介绍，不再赘述。本书罗列了一些在实践中最常引用的信息，可能会对评估小组有用。一般而言，以下三种方法常用于评估焦点物种种群的丰度：

- a) 现场估测观察到的个体数；
- b) 通过现场调查或遥测技术（如空中照相、卫星技术）估测物种的分布面积（如用全球定位系统估测海藻床的总面积）或生物量（如红树林底部面积或落叶）；
- c) 通过在关注区域捕获的焦点物种渔获量来估测。

评估组必须按丰度估测现场调查区所观测到的个体数。某些物种的现场观测可能只需要在水下游动观测或在船后拖网采样就可以完成。但是，高度活动性的物种可能需要从船上、飞机上或直升飞机上观测。个体的绝对计数比分组更为精确。只要评估小组有时间、人力和资源，最好采用绝对计数，尤其对于适用绝对计数法的物种（例如，不常出现的物种、低种群密度或局限于较少调查区域的物种）。但绝对计数法耗时耗力。这种方法受物种的密度和采样区域的面积大小的局限。

选择合适的调查技术对具体的焦点物种进行现场计数在很大程度上取决于物种的行为和



BRANDON COLE/NATUREPL.COM

生活史，但在考虑采取何种方法时可参照下面的方法：

- a) 固着的、定居的和活动范围有限的物种或底栖物种（如鲍鱼或棘冠海星）可在或沿着一系列（理论上）随机设置的或有规律且永久地分层的地方、直线或断面进行观测，或者在海洋自然保护区内外设定的两个或两个以上的调查站位开展定点计数；
- b) 游动的物种（如鱼类或海獭）和活动范围大的底栖物种（如龙虾）可通过在海洋自然保护区内外相关生境沿固定深度剖面开展水下多点（用全球定位系统）目测计数带状断面（特别是定居的无脊椎动物）和定时的水中观测（以15分钟为固定速率在调查路线两侧10米范围内计数）；
- c) 活动范围大的和高度迁徙的物种（如海鸟、海龟或哺乳动物）可用现场目测、无线电标记和遥测跟踪的方法计数；
- d) 隐生物种和稀有物种的调查可能需要采用不同的方法。



焦点物种的延伸范围（面积或生物量）或渔获量的测定在B4和B8中作进一步讨论。

▲对于高度洄游、广泛分布的焦点物种，如驼背鲸，并不适用于比较海洋自然保护区内外丰度，因为其所有的个体可能均属于同一种群。

有关这些方法详见本节参考文献。必须在调查区和对照区内对多种的、随机设定的或规则分布的采样点和采样深度开展重复调查。

只要适宜和可行，不同焦点物种的计数应在同一次调查中进行，以便降低时间、人力和经费的投入。

除了对观测到的个体物种进行简单计数外，只要有条件评估，则应收集焦点物种的个体大小信息，从而使管理者不只是简单地估算有多少个体，还能通过个体大小的分组更好地了解个体大小的分布，即种群中多少是较小的（幼体）和较大的（成体）个体。观测到的个体在大小分组中均匀分布说明存在产卵群，这在未来可以提高或维持种群丰度。用于收集个体大小信息的方法将在指标B2中介绍。个体大小的分组可通过固定的、相同的间隔确定，例如以10厘米直径或1米长度为间隔。收集定居无脊椎动物的信息可能比游动脊椎动物容易，因为前者易于操作和度量。经过一定的实践，可以准确估测游动的脊椎动物（如鱼类）的技术（详见本节的相关参考文献）。

必须定期收集焦点物种丰度（有条件时收集焦点物种大小分布）的测量信息，这取决于生物的生活史和行为。至少，每一年或每两年



NOAA PHOTO LIBRARY

▲ 在夏威夷群岛西北部海域，本地种僧海豹全年受到近距离监测，目的是了解新成立的海洋自然保护区是否影响到留驻海豹的种群数量。

必须收集一次这些信息，理想的是每年两次或每季度一次。必须在海洋自然保护区内（调查区）和区外（参照区）的采样点收集信息，包括海洋自然保护区外围边界（监测生物资源“溢出”效应）。在安排年度调查时间和频率时，必须考虑到被调查物种的生活史和季节行为。应尽可能的在每年相同的月份和时间进行重复调查。

如果评估小组估测的是外来物种的丰度，提供被调查区域已知和可疑的入侵物种最新名录将有助于外来物种丰度的鉴定，还可能检测到新的入侵物种。相关外来物种的信息可从入侵物种区域工作组得到。

只要可能，允许采用先进的技术来监测焦点物种的丰度，例如，在固定的距离沿断面利用水下电视和（或）照相机拍摄图像，随后在岸上对观测到的焦点物种的频率仔细计数，这对深水水域特别有用，因为潜水人员长时间呼吸压缩空气可能会产生危险。跟踪大型种群、



焦点物种种群个体大小的信息还有助于评估者测量指标 B2。

迁徙性的生物可能需要无线电标记和遥测。空中观测和遥感技术也能帮助评估者调查大型种群和（或）能够穿越大型海洋自然保护区的生物数量。这些先进计数方法比现场计数方法花费更多的资源，也需要更先进的技术。

结果分析和解释

在对海洋自然保护区评估数据库收集的信息进行核对、编辑和管理时，以在海洋自然保护区内、外随时间观测到的焦点物种的频率为y轴，以时间为x轴作图。海洋自然保护区内、外的焦点物种是否存在可观测到的随时间的趋势或变化？海洋自然保护区周围海域是否存在“资源溢出”效应的迹象？用统计学方法（如t-试验、变异分析）对海洋自然保护区内、外同一焦点物种的采样种群随时间的变化开展相互比较和自我比较。与海洋自然保护区外的变化相比，海洋自然保护区内观测到的变化或趋势的可靠性如何？在调查中是否检测到已知或新入侵的物种？

将观测到的个体总数（频率）除以采样面积，计算出焦点物种的粗估密度。海洋自然保护区内、外相比密度是否随时间而变化？根据密度和调查面积做出空间分布图，建立所观测到的密度分布模式：在调查区内个体是均匀分布还是群聚在某些采样区？

绘制群落内所观测到的不同焦点物种（x轴、柱状图）种群的相对丰度（y轴）。监测这些焦点物种种群相对丰度随时间的变化。种群的相对丰度是否存在比例关系？群落内所观测到的各种焦点物种的相对丰度是否随时间变化或者保持不变？在调查期间是否检测到已知的或新的入侵物种？

为公开传播评估结果，向目标受众提交口头或图像结果，并分发书面的报告（包括结果



如果同时采集个体大小的信息，参见B2。

的图、表)。鼓励由参与者和外部团体对在采样区内进行独立验证,以证实或否定所得的结果,增进他们关于海洋自然保护区活动对该区域作用的了解。记住,评估报告中要包括从利益相关者中得到的能够说明观测结果的各种故事或逸事。

成果 (对于每一种检测的焦点物种)

- 海洋自然保护区内外的物种丰度简表 (如种类、绝对数量、分布区域或生物量);
- 海洋自然保护区内外的估计种群密度;
- 被检测的种群是聚集还是均匀分布于检测区。

其他成果 (如果适用)

- 以海洋自然保护区之外的焦点种群而言,相对大种群而言的小种群 (通过比较种群规模) 的丰度简表;
- 在检测区内不同焦点物种的相对丰度;
- 已知存在/缺乏的物种以及出现在检测区中外来入侵物种的丰度。

优点和缺点

与通用的调查方法相比,本指标测量法相对简单且普遍适用。但是测量本指标的整体难度指数差别很大。在某些场合,丰度信息的采集时间很短,花费也较少,也不需要太多的专家。但在有些情况下,可能需要几个月和大量的人力才能完成。在一个海洋自然保护区内测量所需的时间、经费、仪器设备和评估人员的熟练程度部分取决于以下因素:

- a) 所调查的海洋自然保护区的面积;
- b) 采集的焦点物种的数量;
- c) 焦点物种的分布密度;
- d) 所观测到的种群的迁徙行为和栖息区的面积;

- e) 物种的显著性和易观测程度;
- f) 地方(国家)开展调查工作的能力和评估组的熟练程度。

例如,在一个小型海洋自然保护区浅水水域,测量包括色彩鲜艳的固着生物在内的焦点物种的丰度,其所需能力水平比起测定只是偶尔进入一个大型海洋自然保护区的高度迁徙的外海物种要低得多。

对一个焦点物种丰度的观测推测采样区以外情况。大型海洋自然保护区及其周围水域则需要大面积采样才能确定其特性。此外,某些种群的存在具有很大的空间和季节性差异,可能需要大面积和长时间的采样才能得出结果。

评估者至少必须具有丰度计数或分组估算的能力,并能在现场正确地鉴别焦点物种。在某些场合,丰度调查需要耗费相当多的时间和人力。生物体长估测、生物量估算和(或)渔获量调查可能需要较高的技能。

最后,计数深度受潜水安全性的限制。为了测定较深的水域中的焦点物种的种群丰度,必须开展深水物种的渔获量调查。

参考文献和网络链接

Noss, R. F. (1990). "Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach". Conservation Biology 4 (4): 355-364.

丰度和长度估测法

Bell, J.D., Craik, G.J.S., Pollard, D.A. and Russell, B.C. (1985). "Estimating length frequency distributions of large reef fish underwater". Coral Reefs 4: 41-44.

Dartnall, H.J. and Jones, M. (1986). A manual of survey methods of living resources in coastal areas. ASEAN-Australia Cooperative Programme on Marine Science Hand Book. Australian Institute of Marine Science, Townsville, Queensland, Australia.

English, S., Wilkinson, C. and Baker, V. (eds.) (1997). Survey Manual for Tropical Marine Resources. 2nd Edition. Australian Institute for Marine Science, Townsville, Queensland, Australia.

Gunderson, D.R. (1993). Surveys of Fishery Resources. John Wiley and Sons, Inc., New York, NY, USA.

Mapstone, B.D. and Ayling, A.M. (1993). An Investigation of optimum methods and unit sizes for the visual estimation of abundances of some coral reef organisms: A report to the Great Barrier Reef Marine Park Authority. Great Barrier Reef Marine Park Authority, Townsville, Queensland, Australia.

Mapstone, B.D., Ayling, A.M. and Choat, J. H. (1999). A Visual Survey of Demersal Biota in the Cairns Section of the Great Barrier Reef Marine Park: A Report to the Great Barrier Reef Marine Park Authority. Research Publication No. 60. Great Barrier Reef Marine Park Authority, Townsville, Queensland, Australia.

MPA MEI website: useful discussion thread between Tupper and Ellis regarding the appropriate sampling and design for in situ observation methods of focal species. [URL 在线链接: effectiveMPA.noaa.gov]

水下观测普查法

Samoilys, M. (ed.) (1997). Manual for Assessing Fish Stocks on Pacific Coral Reefs. Training Series QE9700. Department of Primary Industries, Queensland, Australia.

Thompson, A.A. and Mapstone, B.D. (1997). "Observer effects and training in underwater visual surveys of reef fishes". Marine Ecology Press Series 154: 53-63.

鱼类和生境的快速评估

McKenna, Sheila A., Allen, Gerald R. and Suryadi, Suer (eds.) (2002). "A Marine Rapid Assessment of the Raja Ampat Islands, Papua Province, Indonesia". RAP Bulletin of Biological Assessment 22. Center for Applied Biodiversity Science, Conservation International, Washington, DC, USA.

The Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program. [URL 在线链接: www.cepnep.org/programmes/spaw/icri/aggra.htm]

定时游泳法

Donaldson, T.J. (2000). Testing the effectiveness of MPAs and other reef fish management strategies using agent-based models. Proposal to the United States National Oceanographic and Atmospheric Administration. Unpublished report. University of Guam Marine Laboratory, Mangilao, Guam. [Online at <http://www.uog.edu/marinelab/mpa/abm.pdf>]

专栏B2

现场实例

在远东海洋自然保护区，在大彼得湾评估组评估栖息的斑海豹（见右图）种群大小是有诀窍的。2月份是繁殖的高峰期。这时，这种脆弱的、标志性的焦点物种的大部分个体都会游上海岸。因此这对于统计其丰度有相当严格的时间要求。遗憾的是，2月份通常是气候最恶劣、海况最差的时间。评估组不得不学会在风高浪急的海上，冒着日均零下10°C的严寒，乘坐小船开展统计作业。过去几年收集的信息表明，保护斑海豹栖息区域有助于斑海豹从的俄罗斯的原生地返回。在那里，它们几乎已灭绝。

WWF-RUSSIA/FAR EASTERN MARINE RESERVE



什么是“焦点物种种群结构”

种群结构是存在大小和年龄差异的焦点物种个体存在于一个种群内的概率。一个不受或很少受人类影响而仅受自然条件影响的种群，与由于人类利用而导致个体减少的种群相比，更有可能包含足够数量的繁殖体以补充和维持种群。

测量这一指标时，可能就不仅仅简单地估算在一个海域存在的焦点物种的数量（指标B1），还需要进一步确定种群中个体大小和年龄结构，以及估测种群的繁殖潜力。就此而言，这一指标可能被管理者视为在某一海域焦点物种种群中具有繁殖力个体比例的“快照”，还可以作为“水晶球”帮助管理者预测种群的增长速率或由于年龄结构的变化而导致焦点物种衰退的可能性。

影响一个种群大小和年龄分布的主要因素包括：产卵的规律、测量时间的变化、幼体驻留量和补充量及地点以及种群中幼体存活率和补充量。

测定理由

一个物种的种群要随时间持续而存在，必须存在足够数量的繁殖群体。利用和支持海洋自然保护区的最常见原因之一就是保护区能为焦点物种的繁殖群体提供安全的场所。因此，人们认为，得到有效管理的海洋自然保护区中的种群包含从幼体到成体各种大小的个体，保证它们能够繁衍下去（即一直存活在该水域）。

注意，广泛分布的焦点物种可能需要由多个海洋自然保护区组成的网络保护才能维持一定的种群，如：

- 具有漫长幼体阶段的；
- 家园范围大的；
- 因某种生物现象，从广泛分布区聚集到特定海域的；
- 具有高度洄游特征的。

此外，通过维持繁殖群体，得到有效管理的海洋自然保护区也被视为：

- a) 作为向海洋自然保护区周围海域输送卵和幼体的源头；
- b) 通过“资源溢出”（个体的迁徙）增加成体在海洋自然保护区周围水域繁殖的数量。

结果，海洋自然保护区管理者普遍有责任展示保护区内发现的种群具有持续稳定结构和发展的潜力，而且还要展示幼体和成体如何帮助稳定保护区外围水域中的种群并使之生存下去。

在许多海域中，这种现象被视为海洋自然保护建设最重要的成果，因此为了寻求和维持对海洋自然保护区的长期支持，必须重点地展示这些成果。

如何收集信息

在焦点物种种群中，繁殖群体的存在、繁殖潜力及生存力，可以通过在海洋自然保护区内外收集个体大小、年龄、繁殖潜力和补充量的信息来估测。因为许多海岸带物种在其生活史的不同阶段会出现在不同的生境，因此对于某些焦点物种种群，可能需要在多个生境采样。在某些情况下，如果焦点物种具有明显的标志和颜色，这会帮助评估人员清楚地区分幼体和繁殖期的成体。此外，科学文献也记载或推测了焦点物种进入第一次繁殖期时的大小和（或）年龄。

即使是最基础的评估也必须收集海洋自然保护区内外观测到的个体大小的信息。对于个体大小与年龄关系存在固定关系的生物，焦点物种种群的个体大小的信息差异很大，因此要根据精确的个体大小信息，才能可靠地区分出繁殖种群和幼体。



由于种群中发现的个体数量与其个体大小和年龄结构存在密切关系，指标B1和B2密切相关，因此可以同时采取这两个指标的信息。

与总体目标
和具体目标
的关系

总体目标1

1A 1C

1D 1F

总体目标2

2C 2D

总体目标3

3A 3D

总体目标5

5B 5C



4

1-5

所需条件：

- 与指标B1相同的要求；
- 捕捞作业网、钓绳和鱼阱虾笼；
- 测量工具，如鱼类体长目测板、软卷尺、卡尺和天平；
- 基本的捕抓-标记-再捕抓：塑料标记用具；
- 先进的捕抓-标记-再捕抓：无线电遥测跟踪系统；
- 年龄：标本采集和处理设施；
- 年龄：分析标本的实验室设施和仪器设备；
- 补充量：采样盘、捕捞作业网和鱼阱虾笼。

观测和采集个体进行大小分组的现场调查方法与指标B1的方法相同。在大多数情况下，个体大小信息可以从焦点物种的现场调查中收集。收集的方法如下：

- a) 在采样区，从远处估测所观测到的运动个体的体长或大小（在水中或水面上，或从空中），如鱼类、海洋哺乳动物或海鸟；
- b) 通过采集、处理和测量活体个体的实际体长或大小（在放流之前）；
- c) 通过测量捕获个体的实际体长或大小。

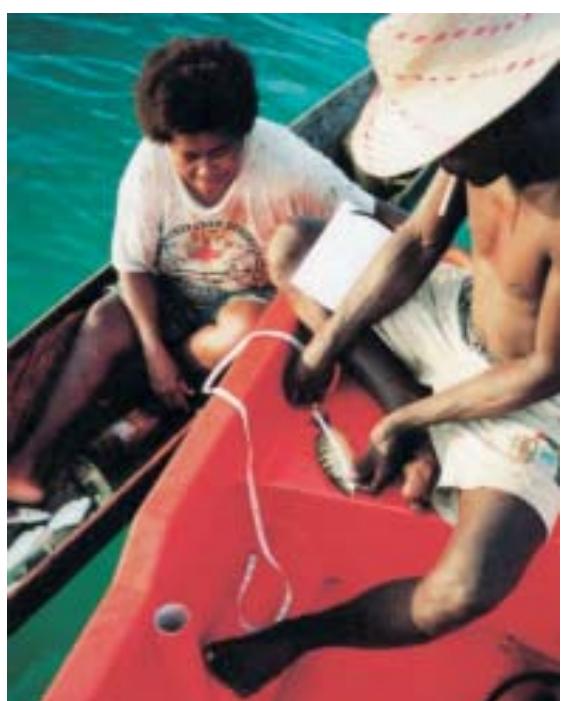
根据所调查的生物体类型，开展体长（大小）实测或估测。例如：

- 鱼类：测定总体长或尾长（单位为厘米或米）；
- 海洋哺乳动物：测量其总体长或鲸尾叶宽（单位为米）；
- 双壳类：测定背腹长（单位为厘米）；
- 甲壳类：测量背甲长（单位为厘米）；
- 海洋爬行动物：测量直线背甲（壳）长（单位为厘米）；
- 红树林：测量胸径（单位为厘米）。

调查个体的年龄信息需要较高的技能，这种方法对于已知性成熟年龄和通过个体大小不能很好地预测繁殖潜力的焦点物种还是值得的。用捕获-标记-再捕获（CMR）方法，在标记释放后再捕获的活体个体上开展有时间记录的个体生长率研究。这可以用简单的、便宜的塑料标记和简单的技术，或者借助更先进的监测技术，如水下无线电标记和遥测设备来开展。研究不仅能提供个体随时间生长的信息（即大小—年龄关系），还能帮助管理者更好地了解焦点物种在海洋自然保护区内外活动的情况。

在许多情况下，可靠的种群年龄结构分布需要开展深入细致的科学的研究，如解剖生殖器官，检查活体组织和基因分析，鱼耳石的解剖和分析及物种其他形态特征的研究。如果不了解焦点物种的第一个生殖期的大小和年龄，则可采用此类研究。

▼ 在所罗门群岛的马洛瓦潟湖，乡村渔民帮助当地管理者监测珊瑚礁鱼类中的焦点种群。他们负责监测若干个地方级海洋自然保护区周围水域捕获的鱼类个体的叉长。



JOHN PARKS

注：珊瑚礁鱼类等生物在个体生命过程中生长速率并不保持恒定。此外，个体大小和年龄的关系也并不一定始终恒定。因此，在几个特定的时间点获得的种群个体大小结构可能并不能保证评估者全面、准确地了解种群的生长速率、年龄或生殖潜力。

估测种群结构的另一种方法是估测种群的生殖潜力，这可以通过以下方法确定：

- a) 繁殖群体的存在；
- b) 繁殖生物计数（生物量、数量）；
- c) 产卵时间和生殖频率；
- d) 繁殖群体的潜在生育力（定义为产卵期种群产出的卵数）。

最后，焦点物种的补充量和存活研究也有助于估测种群的存活率。补充量信息可通过目测统计或通过捕获并按大小分类（注：这可能导致标本死亡）来收集。捕捞网、钓绳和鱼阱虾笼常用于采集小鱼和某些贝类，采集板、捕捞网和鱼阱虾笼可用于捕获较小的软体和硬体的无脊椎动物，如珊瑚的补充体和幼体；鱼阱虾笼有助于采集龙虾、海螺、海参及其他无脊椎动物幼体。

注意：因为在海洋自然保护区内收集补充量信息可能需要亲临现场，会导致某些活体标本的死亡，这可能不符合海洋自然保护区的总体目标或规章制度（如要在一个不允许捕捞的区域收集信息）。

对不确定种群结构的物种（至少，个体大小的信息）最好每年收集1~2次（取决于焦点物种）。理想的测定时机取决于被估测的生物的生活史。必须同时采集每个焦点物种个体大小的信息与丰度信息（指标B1）。



收集幼体和补充量信息可与指标B5的测量同时进行。



NOAA PHOTO LIBRARY

▲ 对焦点物种的已知繁殖时间和频率及繁殖区实施监测有助于评估组更为准确地了解种群的结构和活力的特征。

结果分析和解释

焦点物种种群结构信息的分析和解释方法与指标B1相同。将个体大小和年龄数据输入海洋自然保护区绩效数据库中，使数据按照一定的大小和年龄组（如10厘米增量、0.5米长度或1年），进行分析和输出。输入在海洋自然保护区内外观测到的每一个个体大小和年龄组的个体频率，制作成表格。个体大小（年龄组）的分布也可以用图来表示：以观测到的个体频率为y轴，大小（年龄组）为x轴。

注意：要使用这一指标了解种群结构可能需要几年时间。试图根据一组数据或有限时间系列的信息确定驻留种群的特征和（或）作出管理决策是危险的。

利用捕捞数据，绘制渔获物年均大小（体长）频率分布图，并由此绘制出转换成体长的捕捞曲线图。利用结果估测各连续组中占优势的总死亡频率。与同一物种的其他采样种群的结果进行比较。

按照时间序列，比较海洋自然保护区内外种群的大小（年龄）分组结构。具有稳定数量的成活幼体和繁殖成体的种群将会提高其生存

的可能性和承受自然变异的能力（在某些条件下，这种能力可能很大），如果情况如此，试回答下列问题：在海洋自然保护区内外，焦点物种个体的大小（年龄）分组分布是否存在可观测到的趋势或变化？海洋自然保护区周围水域测定的个体是否说明某些个体大小（年龄）分组有“资源溢出”效应？如果第一繁殖期的大小（年龄）已知，相对于海洋自然保护区内外，海洋自然保护区内幼体与繁殖成体的丰度比较是否有可观测到的变化？在解释个体大小分组的结果时，记住，许多物种的（如珊瑚礁鱼类）大小结构并不是其年龄或是否达到繁殖成熟期的准确指标。



▲珊瑚礁隐蔽区中的礁鱼

用统计的方法（如t-试验法、变异分析）对在海洋自然保护区内、外采样的同一焦点物种种群开展相互比较和自我比较，并研究它们是如何随时间变化的。相对于海洋自然保护区内外的变化，海洋自然保护区内观测到的变化或趋势可靠性如何？

相对于海洋自然保护区外，收集的个体大小（年龄）的分组信息是否能使人们认识到实施管理导致了比较平衡的种群结构？随时间推移，个体大小（年龄）“阈值”或种群可持续性的要求是否趋于明显？如果是这样，它是否能

进一步发展成管理要求和过程的提示？根据为这一指标收集的所有结果，种群自我再生和继续存活的可能性有多大？在与主要受众共享成果时，用定性的等级（如较低、不变或较高）和（或）定量的测定（如繁殖能力或生育力的概率）提供对这些问题的答案可能是有用的。

成果（适用于各焦点物种）

- 在某个采样点和时间调查的种群个体大小结构分布图（海洋自然保护区内、外）；
- 每个研究的焦点物种的大小/分组分布图；
- 进一步了解如果有足够的繁殖群体，种群如何更新？

其他成果（如果适用）

- 调查种群的年龄结构（海洋自然保护区内外）；
- 进一步了解焦点物种的性成熟年龄；
- 与已知的生活史比较，焦点物种的繁殖潜力特征（包括产卵率和繁殖率）；
- 进一步了解种群如何依靠其补充能力和拥有足够的繁殖群体而存活或延续？
- 换算成体长的捕捞曲线和估算的死亡率。

对结论和成果进行准备以公诸于众，向目标受众以口头或图像形式提交结果，并分发书面的报告（包括结果的图、表）。鼓励由参与者和外部的团体独立对在采样区内的发现进行验证，以肯定或否定所得的结果，提高对海洋自然保护区活动对该地区作用的认识。确保结果包括了从利益相关者处得到的能说明观测结果的各种故事或逸事。

由于生物学信息的收集和分析本身固有的复杂性和时空变异，因此对结果解释存在影响，如果评估组或海洋自然保护区的工作人员中缺乏经过认证和训练有素的专家处理这些问题，强烈建议从外部引进专家或寻求帮助。

建立焦点物种种群繁殖潜力分布图（如果条件许可），并将该图与已知的物种生活史进行比较。该图如何预测今后种群的维持能力？最后，如果可能，提交从补充量调查得到的补充量的数量（密度）和幼体的大小，并讨论它们如何与观测到的个体大小分布相关联。

优点和缺点

焦点物种种群结构指标的许多优缺点与指标B1相似。人们普遍接受个体大小和年龄分组信息，普遍认为它们为制作分布图和更好地了解种群结构和生存力提供了标准。此外，定期收集大小分组信息有助于了解和预测在海洋自然保护区内外，作为捕捞对象的焦点物种可持续性的阈值。从这个意义上讲，这一指标既可作为对海洋自然保护区绩效的标准，也有助于了解渔业现场管理和捕捞限制的规定。

大小和年龄的测量与现场观测相比，需要较高的技能。通过遥测准确估算个体大小也需要技能和经验，没有经过训练的新手或管理者是难以胜任的。活体标本的大小测定要求工作人员具有灵敏的、无伤害地捕抓、处理、测量

和放回活体标本的经验和训练。科学的年龄估测需要：a) 具备相对丰富技能的人员；b) 更充裕的时间；c) 更多的设备和经费。

获取的繁殖潜力以及补充量信息尽管有用，但却会大大增加了该项指标下数据收集过程中的复杂性、工作时间以及耗费成本。

此外，解释这一指标需要若干年的数据信息的对比。

参考文献和网络链接

Bell, J. D., Craik, G.J.S., Pollard, D.A. and Russell, B.C. (1985). "Estimating length frequency distributions of large reef fish underwater". *Coral Reefs* 4: 41-44.

English, S., Wilkinson, C. and Baker, V. (eds) (1997). *Survey Manual for Tropical Marine Resources*. 2nd Edition. Australian Institute for Marine Science, Townsville, Queensland, Australia.

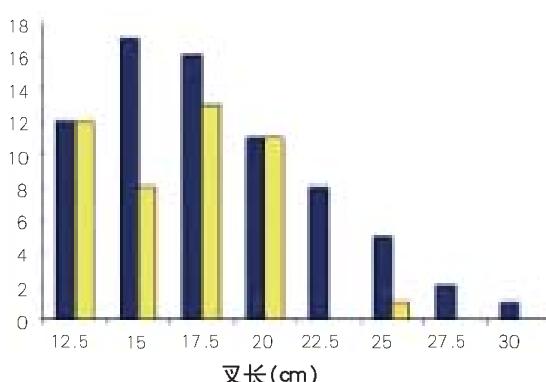
Munro, J.L. and Pauly, D. (1983). "A simple method for comparing the growth of fishes and invertebrates". *ICLARM Fishbyte* 1 (1): 5-6.

专栏B3

现场实例

关岛海洋自然保护区网络的主要目标之一是恢复日益衰退的珊瑚礁鱼类资源。在阿昌珊瑚礁坪保护区进行了一次大鸚嘴鱼种群结构的评估。

该种鱼是关岛近岸岛礁最常见的渔业作业对象。评估组的结果（右）显示，阿昌珊瑚礁坪保护区内与周围的对照点（保护区外）相比，观测到较大和丰度较高的个体大小分组的分布，收集到的信息显示：在阿昌珊瑚礁坪保护区内，种群正在明显地恢复，这正是保护区网络首要的目标。



▲ 在阿昌珊瑚礁坪保护区（紫色）和外部（黄色）观测到的大鸚嘴鱼大小分组分布

年龄估测

Choat, J.H. and Axe, L.M. (1996). "Growth and longevity in acanthurid fishes; an analysis of otolith increments". Mar. Ecol. Prog. Ser. 134: 15-26.

Ferreira, B.P. and Russ, G.R. (1994). "Age validation and estimation of the growth rate of the coral trout, *Plectropomus leopardus* (Lacepede 1802) from Lizard Island, Northern Great Barrier Reef". Fish. Bull. U.S. 92: 46-57.

Fournier, D. and Archibald, C.P. (1982). "A general theory for analyzing catch at age data". Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 1195-1207.

Fowler, A.J. (1990). "Validation of annual growth increments in the otoliths of a small tropical coral reef fish". Marine Ecology Progress Series Series 64: 25-38.

Hilborn, R. (1990). "Estimating the param-

eters of full age-structured models from catch and abundance data". Bull. Int. North Pac. Fish. Comm. 50: 207-213.

小型海洋自然保护区中个体大小组的信息

Tawake, A., Parks, J., Radikedike, P., Aalbersberg, B., Vuki, V. and Salafsky, N. (2002). "Harvesting clams and data: involving local communities in monitoring - a Case in Fiji". Conservation in Practice 2 (4): 32-35.

补充量

Sale, P.F., Doherty, P.J., Eckert, G.J., Douglas, W.A. and Ferrell, D.J. (1984). "Large scale spatial and temporal variation in recruitment to fish populations on coral reefs". Oecologia (Berlin) 64: 191-198.



什么是“生境分布和复杂性”

生境是指由生物的和物理的性质决定的生物体、种群或群落的生存空间。通常通过构成生存空间的独特的生物和非生物的组分和结构来区分生境类型。

在指定的区域或生态系统内，生境分布是指所代表的所有生境类型的结构和空间特性，包括：

- 物理位置（包括深度）；
- 相对位置（即相互之间的分布）；
- 以总面积（以平方千米计）为代表的延伸范围。

不同的海洋自然保护区的生境分布差别很大。例如，一个很小的、相对单一的海洋自然保护区内可能只能容纳1个或2个不同的生境类型。而大型的海洋自然保护区中可能包含几十种不同的生境。

海洋景观是动态的，各种生物生活在由各种生境组成的海洋中。由于时空变异往往呈现斑块状特征，因此有些“生境拼图”比较复杂。生境复杂性是指在特定区域内发现的生境类型、特殊地带的广度（面积，以平方千米计）和多样性（数量）。生境复杂性高并不一定意味着生态系统较为健康。“适当”的复杂程度取决于完全没有人类影响的自然存在状态。但是在一个生态系统内，与多样性低、分布单一的生境结构相比，复杂性高的生境结构可包容更多的

► 在海洋自然保护区中生境和生境类型是由生存空间的生物和物理特性决定的。例如，在南太平洋的雅蒲岛上的环礁上，占统治地位的生境是珊瑚礁生境，它包括：

- | | |
|-------------|--------------|
| a) 岸边沙滩 | d) 礁后区及礁脊边缘区 |
| b) 泥滩与礁砾区 | e) 内礁前区 |
| c) 浅水礁区及海草区 | f) 近海区域 |

生境类型和区带。能容纳多样化生物的高复杂性生境结构属于管理和保护团体的保护重点。

注：在天然状态下，生境的时空分布和复杂性并非一成不变。例如在一个海洋自然保护区，由于藻类优势增大而造成生境复杂性的降低可能属于自然变异，并非受人类活动的影响。

生境的完整性可定义为在一个区域内，生存空间的分布和复杂性随时间持续的可能性。因此一个“健康”的生境具有很强的完整性，对环境变化有较高的承受力。与简单的生境结构“快照”（即在单个地点的适时记录）相比，生境完整性给这一指标提供了更具动力的前景。

测定理由

生物群落需要足够的生存空间，生物在生存空间中繁衍生息。群落的扰动事件不管是天然的还是人为的，均可能导致生境结构复杂性的降低。这种变化反过来可能引起焦点物种丰富度的降低及种群结构的变化。

海洋自然保护区常用于避免人为扰动或降低其扰动的频率和强度，以减缓对生境的不良影响。但前提是这样的扰动事件发生在海洋自然保护区内或邻近海域，且属于海洋自然保护区的管理范围之内。超出管理者控制的“扩散性”扰动事件，如海洋表层温度的上升和由于陆上采伐活动造成的下游淤积，也可能威胁到海洋自然保护区管理绩效。许多海洋自然保护区，特别是具有大范围的生态系统的海洋自然保护区，普遍拥有很多生境，保持生境的复杂性和“健康”（完整性）是其成功的重要标准。深入认识变化的原因及其程度，不仅能使管理者确定变化的根源，而且还能重新评估和调整海洋自然保护区的边界和开发活动的区划以适应环境的变化。

与总体目标
和具体目标
的关系

总体目标1

1B

总体目标2

2D

总体目标3

3A 3B

总体目标4

4A 4B

4C 4D

总体目标5

5C 5E





▲ 风暴和气旋等自然扰动事件会降低生境的复杂性（见附图）。底拖网、炸鱼（主图）和毒鱼被认为是降低生境复杂性的人为事件。



生境分布和复杂性指标与海洋自然保护区内确定的所有 5 个生物物理总体目标密切相关（见图 B1），特别是总体目标 4（生境保护）和总体目标 5（退化区域的恢复）。

所需条件

- 合理布设的海洋自然保护区内、外的采样点；
- 数量充足的训练有素的人员和（或）志愿者；
- 能辨别、区分和描绘不同生境类型（区带）和群落交错区的评估小组；
- 评估小组需要熟悉现行的人为威胁的类别和程度，能识别人为扰动的效应；
- 需经验丰富的群落生态学家和（或）生境调查及绘图专业人员的参与；
- 船只（带安全设施）和发动机；
- 调查工具（如皮尺、指南针、拖缆和水下书写板），用于现场调查底质和组成生境的生物

如何收集信息

收集生境分布和复杂性指标的信息，需要在海洋自然保护区内和周围开展深入调查并确定各生境的特征。

如果评估组有足够的时间和资源，就能对整个海洋自然保护区内所发现的生境列出完整的清单。否则，进行随机采样的区域至少应达到海洋自然保护区总面积的 20%~30%。按

特征；

- 斯库巴潜水或水下通气装备；
- 较大区域调查所需的各种（高到低）分辨率的底图（最好是数字化的）；
- 手提式全球定位系统；
- 地理信息系统软件和相关硬件（如计算机、数字绘图仪和大型打印机）；
- 先进的调查（取决于条件）设备。利用遥感技术（如卫星图像和（或）完全的航拍）进行航拍的小型飞机或直升飞机；数字摄像机和水下居住装置；遥控运载器和其他机器人；海底剖面声呐；熟悉生境利用模式的评估组成员。

深度和底质类型分层进行调查。评估小组至少应集中确定“首要”生境类型的特征。“首要”生境类型也就是组成保护区总面积的大部分生境或已知保护区内具有重要的保护和管理价值的焦点物种的生境（例如在河口生境内，焦点物种的幼体得到补充和生长）。理论上，大部分海洋自然保护区应有足够时间和资源对海洋自然保护区及周围海域中所有具有代表性生境类型（而不是最重要的生境类型）开展现场调查，确定生境特征。在某些场合下，海洋自然保护区内有代表性的所有生境类型都应视为管理重点，因此都必须进行调查。

通过对海洋自然保护区内和周围的现场和（或）非现场调查来确定生境特征。生境特征调查收集3类信息：① 生境组成信息；② 生境状况信息；③ 生境分布信息。生境组成信息。

通过对采样区的生物（物种、群落组成）和非生物（底质、水状况）特性的调查来收集生境组成信息。通过观测图谱来区分生物和非生物特性，从而鉴别出不同的生态类型和群落交错区。浅水水域现场调查底质和单个或多个物种聚集特性的方法，已在指标B1和B2中讨论过。收集水质状况信息的调查方法将在指标B8中介绍。

如果无法进行现场采样，可穿上裸潜装置在调查水域进行定时或随机观测，以获得定性的底质类型和物种组成的一般信息。在某些海洋自然保护区中，可能有比较先进的现场生境分布技术供选择，包括浅水摄像调查、遥控摄像装置、载人潜水器、旁侧扫描声呐、底层透视声呐、多波束测深仪、回声测深仪以及底质采样装置等。在深水区域，这些现场调查技术大有用武之地。

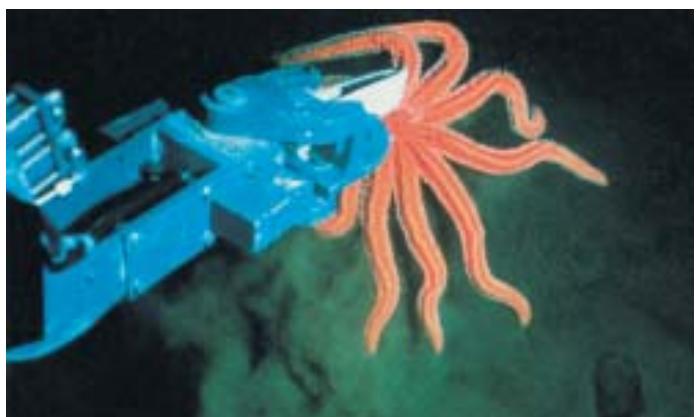


生境分布和复杂性指标的现场信息收集方法与指标B1、B2、B4和B5相似，因此应一起测量。

也可通过遥感技术，如卫星图像技术和航拍技术，确定生境组成特征。这些非现场的方法多用于较大的或深水的海洋自然保护区，在那里根本无法进行现场采样或者采样效率极低。但只要有可能，必须进行少量的现场调查，以便校验非现场信息。

在某些水域，不管是现场的还是非现场的方法都难以对生境组成进行调查。因此，只能利用其他的渠道（如检查海洋自然保护区外底拖网渔获物及与利用该海域的渔民座谈）指在估测生境组成、现状和分布。

其次，必须在调查点采集生境状况信息。生境状况是指在采样区观测到的活体生境的质量和数量。生境数量一般通过在采样区（以平方米或平方千米为单位）内观测到的生境覆盖率来估算活体生境，（如珊瑚礁活体覆盖率和礁砾覆盖率）和（或）活体生物的密度（如活体海草床），也可以测定活体生物的容量（以克/平方米为单位），如大型海藻或红树林。现场底栖生境的采样多采用断面、样框、样块、站位计数或定时游动采样等方法。生境质量调查可以观测到活体生境的稳定性或活力，至少，



NOAA PHOTO LIBRARY

▲在深水海洋自然保护区中，只能通过载人深潜器或遥控机器人等设备才能确定生境现场特征。

可以确定调查区域内发现的活体生境的表观活力的特征。更细致的特征需要通过标准的生境质量等级标度来确定，例如3级标度法，从“死亡”（最低），“退化”（中等）到“健康”（最高）。

在调查区内观测到活体生境时，可通过核对与被评估的生境类型有关的已知健康标准的诊断检查表（如颜色、形态、频率和体积）来确认其状况。生境状况的非现场方法包括利用遥感信息估算生境数量（以平方千米为单位）。

最后，可通过测定生境的下述参数来收集生境物理分布的观测信息：

- 在调查区内的位置（深度和位置）；
- 结构（离海底（底质）的高度、密度和体积）；
- 构型（在调查区内与其他生境的相对位置）。

结构和构型信息是以长度（以厘米或米为单位）或面积（以平方米或平方千米为单位）为单位。位置信息以深度（以米或千米为单位）为单位或通过地理参照坐标测定。

这些信息可通过下列方法来采集：

▼ 与易于确定生境特征的海底生境相比，要确定巨藻林等具有垂直分层的生境特征，需要开展更为深入细致的调查。

□ 使用手提全球定位系统及陆地和海上的天然参照点收集现场信息；

□ 通过航拍或卫星图像收集非现场信息。

可使用地理参照信息为调查区内观测到的特殊生境类型确定边界。在无法使用手提式全球定位系统的水域，可以根据已知方位或在地图上确定参照点的永久性浮标上的罗经方位仪确定生境的边界。同样，可利用陆地或海上的标志物大致估测出海洋自然保护区生境类型的分布和范围。生境分布信息反映了调查区内各种生境类型的地理位置，包括其结构和分区。

将来对生境类型的组成、位置、数量和质量开展再评估有助于评估组确定生境的分布和复杂性是否发生变化；如果发生变化，变化程度如何？在理想情况下，需每年收集一次生境特性的信息，重点的生境类型的信息每年至少收集一次。但在许多海洋自然保护区，很难实



可通过测量B10来监测人为扰动事件，并确认其影响。





© WWF-CANON/JÜRGEN FREUND

▲图巴塔哈珊瑚礁国家公园是本书的管理绩效评估实验区之一，上图人员正在编绘该国家公园的生境图。

现这个目标。在这种条件下，每2~3年要重复调查1次，最长的调查间隔时间不得长于5年。如果生境类型中生活史以年或季为间隔，那么还要提高观测频率。海洋自然保护区工作人员和利益相关者认为，如果海洋自然保护区及周围海域发生了有影响的天然或人为扰动事件，则必须开展更为频繁的调查。可根据组成生境的生物生长周期和物候来确定一年中开展再调查的时间。

结果分析和解释

该指标分析的难度在于确定海洋自然保护区内观测到的生境位置、组成、数量和质量的变化是自然过程（如生态演替）还是人类干扰造成的结果。为此，必须将通过调查确定出特征的生态类型绘制成图并进行标记和监测。

绘图时要把收集到的生境特性信息绘制在具有地理坐标、合适的分辨率的调查区全区底图上。在底图上，根据生境特性调查所收集到的全球定位系统信息来确定观测到的生境边界。边界的比例尺必须服务于海洋自然保护区

表B1

在海洋自然保护区及周围海域观测到的珊瑚礁生境类型的平均覆盖率

生境类型	海洋自然保护区			对照区1			对照区2		
	平均	SD	n	平均	SD	n	平均	SD	n
硬珊瑚	17.64	12.59	16	43.65	14.14	20	36.63	8.62	16
珊瑚藻	13.07	15.61	16	8.13	7.32	20	2.60	2.25	16
肉质藻	44.86	15.51	16	10.08	6.97	20	2.28	2.26	16
软珊瑚	10.05	15.22	16	4.38	5.93	20	39.54	13.21	16
海绵	0.22	0.61	16	2.15	2.33	20	1.09	1.13	16
砂	0.48	1.37	16	0.29	0.49	20	0.15	0.30	16
礁砾和裸岩	13.68	13.78	16	31.33	15.64	20	17.71	10.23	16

的决策，分辨率有时要高达几米。至少将所有的重点生境类型的边界、分布和重叠部分绘制和标记在底图上。如果有其他现成的生境地图，则必须参照其绘制边界。咨询海洋自然保护区工作人员和当地的利益相关者，将绘制结果与当地人的经验进行对比，以检验准确度及确定是否有必要对有问题的生境进行进一步的确认。

有时可以获得数字化底图，有时只能获得纸质底图，其来源可能是政府部门或私营调查者。只要条件许可，要把纸质底图数字化并输入计算机，这样就可以从数据库存储器中输出收集的信息。用图像编辑或地理信息系统软件在数字化地图上绘制出空间分布。只要有可能，绘制的地图都必须用现场和非现场收集的信息进行三角互校，并通过与利益相关者的座谈和讨论来确认。除了生境特性信息，还应绘制出已知的干扰事件和威胁的空间范围。

可将本指南其他指标收集到的与地理有关的生物学和社会学信息与收集到的生境特性信息叠加。通过多指标信息的叠加，有助于从空间解释生物过程、人类行动和生境分布之间的相互作用模式。这种多指标信息的空间叠加和分析过程不仅需要借助全球定位系统技术，而且需要在时间、技能和资源上加大投入。

如果没有底图，但拥有全球定位系统确定的坐标信息或地理信息系统技术，则至少可以通过坐标明确的浮标、罗经方位仪及陆地和海上标记物收集到的生境空间信息手绘在图纸上。可用照相复制手绘图并由海洋自然保护区工作人员和（或）利益相关者校验。



观测到的生境分布和复杂性的变化可能与焦点物种种群的丰度及其生境利用方式（用于觅食或繁殖）有关。认识到这一点，在缺乏焦点物种种群及其生境利用方式的背景信息时，该指标必须与指标B1同时测定。

一旦绘制成图，计算出生境内观测到的各生境类型的范围或总面积的底部平均覆盖率（以百分率为单位），将每个生境类型的数据以及标准偏差和采样区内完成的重复调查次数记录在表中，包括海洋自然保护区和参照区。若收集到新的数据，则定期更新表格。定期研究各生境类型的空间范围和分布（若收集到重复信息）就能比较和鉴别出生境范围随时间的变化。

比较各生境类型不同时间的范围（总面积），确定生境的数量是否有明显的变化的趋势。确认生境类型的总面积是否存在明显的增减趋势。如果有，如何解释这些变化（如因最近的一次的气旋造成的）？有时需要若干年才能检测到可察觉的变化或趋势，有时可在干扰后几个月就能看到明显的变化。比较海洋自然保护区内、外的生境总面积的。

除了生境范围，海洋自然保护区内、外存在的生境的空间分布和状况是否存在可觉察的变化？若有，从这些生境类型及其边界的表观变动能得到什么推论？如果观测到的某些生境类型的范围正在缩小，是否因其他生境类型的“替代”而造成面积的缩小？如果事实如此，可能的解释是什么？比较海洋自然保护区内、外生境变化的速率？

每个生境的其他特性是如何随时间变化的？每个生境类型组成变化趋势是什么？海洋自然保护区内、外的组成有何不同？与生境组成有关的物种的存在是否告诉我们什么？什么样的生境质量的变化通常能被观测到？在环境变化中生境的位置和分布如何？在已知的威胁和干扰事件的空间范围（参见指标B10）重叠时，与这些威胁的位置和运动有关的生境范围和质量的变化如何？如果观测到的生境缩小是由人类活动造成的，根据这些活动的性质和位置，能否通过管理团队和海洋自然保护区的管理减缓或阻止此类活动？如果根本就不可能阻止，如何来表述这些活动？

下一步是估测海洋自然保护区内外的生境复杂性，即把调查区内发现的生境类型和明显的分区多样性（个数）除以总面积（平方千米）并把所有边界的总长除以相邻的或重叠的生境类型获得生境多样性。记录和监测这2个生境复杂性指标随时间的变化。在研究生境类型组的空间分布时，是否出现特别的生境格局、群聚或分区？这种拼图模式和多样性是否随时间而改变或减少？生境组的物理分布和重叠是越来越均匀还是越来越不均匀？在分析组成信息时，每个生境类型的物理（位置、高度、面积和体积）和生物（组成）尺度的时空变化如何？这些尺度变得更复杂还是更均匀？每个生境类型的组成部分的尺度之间是否存在相关性？如果有，其他生境类型是否也可能归纳出这样的相关性？如何对海洋自然保护区内外生境复杂性进行比较？

成果

- 观测到的生境类型覆盖率（以百分率为单位）表；
- 生境清单报告：a) 绘制出海洋自然保护区内外和周围鉴定的生境类型和分区（包括位置和范围）；b) 每个生境类型的生物和非生物的组成、结构、数量和质量；
- 一张具有地理坐标的地图，标明所有观测到的生境及其边界和分布；
- 对生境复杂性的描述；
- 对生境完整性的深入认识；
- 重复调查：对观测到的生境分布和复杂性随时间变化的程度（如果显著）进行空间分析。

其他成果

- 地理信息系统数据库，包括生境类型、分区的位置和范围、生物和非生物组成、结构、数量和质量；
- 数字地图集，由地理信息系统通过不同程度的指标信息重叠和分析得出。

直接测量生境的完整性是个极其复杂的过程。在大部分场合，希望评估小组将其作为海洋自然保护区评估的一部分是不现实的。但是估算生境范围和复杂性随时间的变化的速率可作为生境完整性的代表。为了估算变化速率，计算在范围、质量（活体覆盖率）和复杂性（多样性）方面，现在与最近的一次及现在与基线测值递增变化的百分率。记录观测到的百分率变化值（与100之差），并与平均递增变化率（年）相比较。根据观测到的变化趋势和变化速率定性阐述生境类型持续的可能性，并表述为观测到的生境分布和复杂性在偏离自然条件下可能发生的变化。生境范围和复杂性变化速率低或保持不变可能代表较强的完整性，而生境分布和复杂性连续数年持续下降可能表明最近或目前正在发生干扰。这类动态观测可作为生境完整性恶化的早期预警信号。另一方面，与海洋自然保护区外的情况相比，生境结构和复杂性海洋自然保护区的保持了相对的稳定显示了有效的管理。

通过研究从指标B1获得的结果与生境数量和质量之间的关系来研究生境的完整性。例如，作为指示生境质量和完整性指标的焦点物种丰度信息与观测到的活体生境覆盖率的关系如何？如果存在相关性，从这一指标得出的生境特性和绘图结果应总结在生境清单报告中。该报告应记录海洋自然保护区内外所有已知的生境类型，并确定其生物学和结构特征，勾绘出空间位置。报告还必须阐述生境分布和复杂性随时间的变化趋势，讨论并分析这一指标的测量结果。在提交之前，请熟悉生态系统及生境群落生态专家审议。

优点和缺点

这一指标需要投入大量的时间、人力和经费，特别是在大型海洋自然保护区，需要调查和观测整个生态系统和高度复杂的生境结构。在高空间分辨率和尺度要求下，进行信息收集

和分析不仅耗费惊人，而且单调乏味。此外，使用地理信息系统和遥测技术收集和分析信息费用高、耗时长，还需要经验丰富的工作人员高精尖的设备，才能满足评估组的需要。技术上(调查和分析)、经费上和人力资源上要求的综合评价说明，这一指标是本指南提供的最繁琐、资源强度最大的指标之一，因此，这是许多海洋自然保护区难以企及的。

收集信息需要高精度的地理分辨率，否则很难观测到细微尺度上的变化。如果调查分析的尺度对干扰和生物变化不够灵敏，指标评估结果就可能与实际不符，因为无法检测到正在发生的变化。此外，即使调查中提供了足够的分辨率和覆盖率，也可能没有足够的能力去解释观测到的变化。

尽管存在这些挑战，对于合理设计和采取适应性生态系统管理的海洋自然保护区来说，了解保护区内、外生境分布和复杂性现状及变化趋势仍然是最重要的信息要求。

参考文献和网络链接

CSIRO (1998). Reef Resource Survey and Habitat Mapping of Shallow Reefs in Milne Bay Province, Papua New Guinea. ACIAR Phase 1 Proposal. Submission by the CSIRO Marine Research to the ACIAR, Canberra, Australia.

Done, T.J. (1982). "Patterns in the distribution of coral communities across the central Great Barrier Reef". Coral Reefs 1: 95-107.

Done, T.J. (1995). "Ecological criteria for evaluating coral reefs and their implications for managers and researchers." Coral Reefs 14: 183-92.

Fonseca, M.S., Kenworthy, W.J. and Thayer, G.W. (1998). Guidelines for the conservation and restoration of seagrasses in the United States and adjacent waters. NOAA Coastal Ocean Program Decision Analysis Series No. 12. NOAA Coastal Ocean Office, Silver Spring, MD, USA.

Mapstone, B.D., Ayling, A.M. and Choat, J. H. (1998). Habitat, Cross Shelf, and Regional Patterns in the Distributions and Abundances of Some Coral Reef Organisms on the Northern Great Barrier Reef, with Comment on the Implications for Future Monitoring. Research Publication No. 48. Great Barrier Reef Marine Park Authority, Townsville, Queensland, Australia.

NOAA and Analytic Laboratories of Hawaii (2000). Benthic Habitat Mapping Program Partnership. [URL在线链接: cramp.wcc.hawaii.edu/Overview/5_Cooperative_ProgramsNOAAALH_Benthic_Habitat_Mapping_Program/Default.asp]

Tupper, M. and Boutilier, R.G. (1997). "Effects of habitat on settlement, growth, predation risk, and post-settlement mortality of a temperate reef fish". Marine Ecology Progress Series 151: 225-236.

生物完整性指标

Karr, J.R. (1981). "Assessment of biotic integrity using fish communities". Fisheries 6(6): 21-27.

Karr J.R., Fausch, K.D., Angermeirer, P.L., Yant, P.R. and Schlosser, I.J. (1986). "Assessment of biological integrity in running waters: A - menthol and its rationale". Illinois Nat. Hist. Surv. Spec. Publ. 5.

United States Environmental Protection Agency (2002). "A brief history of the Index of Biotic Integrity". [URL在线链接: www.epa.gov/bioindicators/html/ibi-hist.html]

地理信息系统介绍

Convis, C.L. (ed.) (2001). Conservation Geography: Case Studies in GIS, Computer Mapping, and Activism. Environmental Systems Research Institute (ESRI) Press. Redlands, CA, USA.

Ripple, W. (ed.) (1994). The GIS Applications Book: Examples in Natural Resources. A

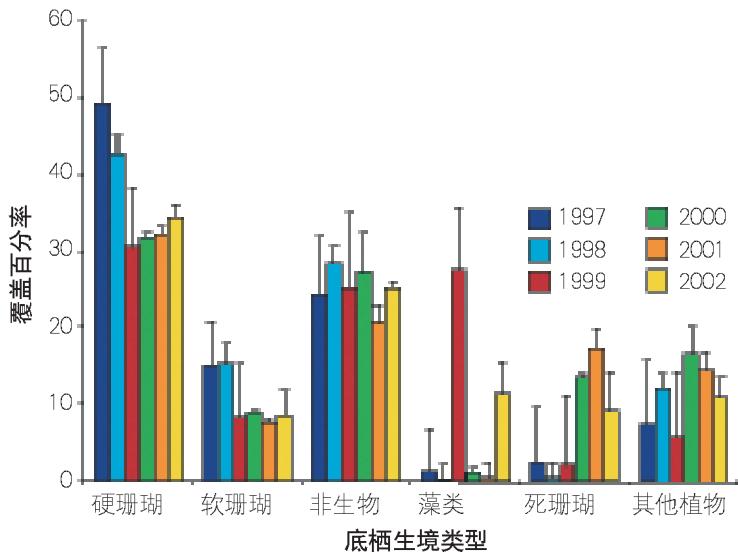


▲一位潜水员在菲律宾的图巴塔哈珊瑚礁国家海洋公园进行测量工作。

专栏 B4

现场实例

20世纪90年代中后期，图巴塔哈发现活体硬珊瑚的覆盖率急剧下降。这一现象被认为是由1998年世界大部分地区经历的大规模“珊瑚礁白化”事件造成的，这导致1999年观测到的藻类覆盖率的大幅度增加。此后直到2002年完成的生境调查表明，活体珊瑚的覆盖率似乎逐渐得到恢复。图巴塔哈通过减小捕捞压力来对其进行保护，这一措施已经显现了效果。有些人认为生境正在从90年代经历的扰动中逐渐恢复。图巴塔哈能够清楚地将这一过程传递给目标受众，有助于获得他们对该区域的支持。



▲1997—2002年在图巴塔哈内6个主要的底栖生境类型中所观测到的活体覆盖百分率

Compendium. American Society for Photogrammetry and Remote Sensing, Bethesda, MD, USA.

USGS (2002). Geographic Information Systems. [URL 在线链接: www.usgs.gov/research/gis/title.html]

遥感

Green, E.P., Mumby, P.J., Edwards, A.J. and Clark, C.D. (2000). Remote Sensing Handbook

for Tropical Coastal Management. Coastal Management Sourcebooks 3. UNESCO, Paris, France.
[URL 在线链接 : <http://www.unesco.org/csi/pub/source/rs.htm>]

Green, E.P., Mumby, P.J., Edwards, A.J. and Clark, C.D. (1996). "A review of remote sensing for the assessment and management of tropical coastal resources". Coastal Management 24: 1-40.

与总体目标
和具体目标
的关系

总体目标 1

1B 1C

1D

总体目标 2

2A 2C

2E 2G

总体目标 3

3B 3D

总体目标 4

4A 4B

4C 4D

总体目标 5

5B 5C

5D 5E



什么是“群落的组成和结构”

群落是生活在一定地理区域内相互作用的不同生物种群的集合，其中包括本土生物和外来生物。有些海洋自然保护区分布着较多的生物群落。该指标关注组成生境的类型和栖息其中并形成群落的物种，即群落的内容。

注意：这一指标主要用于收集群落中多个种群的物种（焦点物种和其他物种）的信息。但评估小组不可能测定出群落中的所有生物种群。

群落组成系指群落中所有物种的多样性的组合及其相对丰度（相互比较的丰度）。物种的丰度、优势物种、多样性和相对丰度都是群落组成的特征。

群落结构是对群落中物种数量和相对丰度的概括性描述。群落中的物种在空间上广泛地分布在群落所在的海洋环境（形式）中，分布在群落成员（组成）栖息的生境内或其上方。因此，群落结构可以表述为群落内所有物种的数量、相对丰度及其分带或分层生活的空间。例如，海岸带生态系统的基本群落结构可以分为潮间带、浅海区和底栖区。生境多样性和生境相对丰度是决定群落结构的重要因素。非生物特性（如地质和光线）对群落结构也有重大影响。

测定理由

群落的组成和结构作为极其重要的生物物理指标是需要经常测量的。要维持和恢复驻留群落的自然组成和结构就必须提高生态系统的“完整性”，其中包括生态系统的健康、功能和抗干扰能力。了解发生在海洋自然保护区内、外海域每个群落的组成和结构变化以及变化程度和原因（天然的原因和人为扰动原因），是诊断和处理失调生态系统的前提。要在不同时间对群落组成和结构开展调查，这有助于管理者评估其管理（这里指对海洋自然保护区的管理）是否对生态系统有效。

而且，了解群落由什么物种组成及其在自然环境中的结构有助于管理者确定管理海岸带区域的优先级。例如，通过提高对具有最高物种丰度和多样性的近岸海域的认识，在条件发生改变时，管理者就可以相应地调整其优先级和资源分配，从而提升管理效率，降低风险。

如何收集信息

如果调查区域包括许多群落，可能需要由评估小组和管理人员通力合作，根据各群落在整个生态系统中的生态作用和重要性，对其组成和结构展开评估，然后选择一组优先测量的群落（如2个或3个群落）。例如，包含有焦点物种、稀有或脆弱的群落，或者受到人类严重影响的群落，或分布在潜水旅游区或拖网作业区的群落。

我们已在指标B1、B2和B3的现场观测方法中介绍过该指标的信息收集方法。该指标的信息应与B1和（或）B2同时收集，这样可以使评估小组在监测中的投入的资源得到最大的

所需条件

- 与指标B1、B2和B3的条件相似；
- 海洋自然保护区内、外已知生态类型和分区中各层次有代表性的样品调查；
- 数量充足的人员和（或）志愿者（数量取决于调查区域面积），包括：a) 经过水下统计训练的人员；b) 能在现场准确鉴定被调查物种的人员；c) 愿意进行必要的调查工作的人员。建议最少4人组成一组；
- 在采样区（海洋自然保护区区内、外）观测各种物种和生境所必需的调查装备（如配备安全设施的小船、斯库巴潜水器或轻潜设备）；
- 解释群落组成和结构变化所必需的生态学知识和经验。这可能需要向相关单位咨询和（或）听取专业生态学家的建议。之所以提出这样的要求，是因为没有通用的标准可以解决所遇见的各种问题。

回报。但是与B1和B2不同，这一指标需要观测指定的群落和特定的采样位置内所有的（或可见的和绝大多数）的活体生物，而不是仅仅选择若干个焦点物种。因此，该指标的测量可能需要花费更多的人力、时间和资金。

第一步，首先要确定分布在海洋自然保护区内外海域的各个群落（或选定的优先群落）及在海洋自然保护区区域的各种生境类型及其（或）分区。其次，确定在各分区（生境类型各群落内）观测到的生物的所有类型（物种）和丰度（频率）。根据调查区的生境和特性（详见指标B1和B3）来确定调查技术。评估小组最好对调查区域进行一次测量。但是一般而言，可通过穿越调查区内生境的随机定时游动和定点计数替代沿横断面或样框内进行的目测统计。这些方法是可行的，在文献中有详细的记载（见下文“有用的参考文献”）。



该指标与指标B1和B2所用的方法及所采集的信息关系密切，特别是在采样群落内发现的焦点物种的相对丰度对本指标很有用。

从采样区收集的信息必须反映下述内容：

- 观测到的每种生物（种）的记录；
- 记录哪些生物是受到伤害的、外来的或稀有的；
- 观测到的每个物种个体的数量（频率）和大小（如果有条件并具有相关性）；
- 观测到的个体在水域的相对位置（或深度）；
- 采样的生境类型，包括其中包含的物种。

只要有可能，应通过估测覆盖率和（或）丰度测量记录来推断生境的组成及结构。估算覆盖率尤其需要采集足够的生物结构（如藻床、软相底栖群落、岩礁和珊瑚礁、海草和红树林）

▼在菲律宾，当地政府管理者有时培训沿海居民使用简单的评估技术来监测红树林、海草和珊瑚礁群落的组成和结构的变化。



TON PARRAS

组分样本。所采用的技术包括现场呼吸管和斯库巴潜水调查法（如锚式拖曳器法、截线断面法和样框法）以及遥感技术（如航拍、卫星图像和断面摄像）（见指标B3）。选择技术方法在很大程度上取决于承担研究生境组成和生境类型编目任务的评估小组的所具备能力和可支配的资源，这可能需要与前文介绍的物种编目调查分开进行。只要有可能，鼓励同时进行生境组成和其他指标的调查。例如，在珊瑚礁开展断面调查时，第一组潜水员采集物种丰度和大小的信息（指标B1和B2），第二组沿断面开展截线断面调查，其结果有助于编绘珊瑚礁生境群落组成分布图。

进行深水和大洋生物群落的调查需要付出更多的时间和努力。这时，非现场调查方法（如B3所述）可能更为实用。为深水群落的物种编目普遍通过检查拖网或围网渔获物来进行。拖网和围网调查具有破坏性，不太适合于在海洋自然保护区内经常采用。在实施可持续发展原则的监测规程中不推荐采用这类破坏性的调查方法。

对每个采样群落的物种编目和生境覆盖率调查应至少每2~3年进行1次，理想的频率为每年进行1次，特别是在群落组成变化明显的海域。必须跨群落和研究点采集足够数量的复样，以便得到可信的结果。每年进行编目调查的时间必须一致，并考虑已知的生活史事件，如产卵、幼体补充和季节性洄游等。



该指标的信息收集可与指标B6的信息收集联系起来，此外，由于这一指标与更好地了解人类的获取和其他活动对海洋环境的影响有关，因此与指标B10及若干社会经济指标有关。

注意：有更先进的和高科技的方法供评估组测定群落组成。评估小组需要具备相应的技能，或者借助外部的专家来开展此类研究。

结果分析和解释

校对和输入数据并对输入海洋自然保护区频率—监测数据库的信息实施管理。

用所收集的信息计算物种组成（即以丰度和均匀度表征的多样性）和结构（即相对丰度和物理分布）并开展一些简单的分析，至少对以下两个属性开展计算，以便测量该指标。

- 物种丰度；
 - 相对物种丰度。
- 还有另外两个属性可供选择。
- 物种均匀度（采用和指数表示）；
 - 生境多样性。

物种丰度表示分布于群落的物种的总数量。为测定物种丰度，需制作管理区内观测到的所有物种的名录及生境类型（或分区）的分类，还要制作海洋自然保护区内、外发现的物种的生境组成和结构图（矩阵（或）图表和描述）。要随时监测物种名录，从而跟踪物种名录的变化（或趋势）。注意必须不断更新分类知识或有关物种形成的新认识。尤其是海洋生物的分类知识，如珊瑚礁和鱼类，随着信息的不断更新，分类关系也要不断更新。

其次，绘制物种的相对丰度图（或绘制相对丰度指数图），以物种在群落中的常见度为x轴（从最常见到最少见，并列出种名），以观测到的频率为y轴。这可在特定生境水平上进行深入分析。在陈述中突出（或鉴别）外来的、稀有的、濒危的和常见的物种。通过确定和描述分布在群落内的各物种的相对丰度表征群落结构。



▲ 埃及红海垂直群落的结构示例图

再次，根据物种在群落中占优势的程度（优势等级），以个体在物种中的比例估量物种的均匀度。用密度指数（见下文“有用的参考文献”）计算出优势度（即通过影响周围环境达到对群落生物学的控制）。利用该指数确定群落的优势物种。物种的均匀度可用多样性指数来计算。这是一个相对简单的计算，在文献中已有详细的记载。用改进的 t- 试验方法对 Shannon 指数进行比较（见 Magurran, 1988）可以分析出指数之间的差异。Morista-Horn 指数可用于比较基线与时间系列的结果（见 Magurran, 1988）。

此外，通过调查区域的指数计算出生境多样性指数，然后绘制出生境分布图。根据这一分析结果，可以绘制出整个管理区和海洋自然保护区内的生境类型图（多样性和覆盖率图）。应用这些结果可以监测生境组成的变化。可将这些结果与前文的空间信息进行对比（如果可能，用地理信息系统进行交流），确定观测到的生境变化的位置、范围和性质。

就鱼类的聚集而言，通过常用的比例相似性来测定鱼类群落组成随时间的变化（方法见 Schoener, 1968）。

群落内物种相对丰度可用对数正态分布、“碎木”分布或生态优势来确定。可以绘制出这些相对丰度的分布方式并进行分析。这些分析方法在文献中有详细的记载（见下文“有用的参考文献”）。

根据在海洋自然保护区内外的群落结构信息（相对丰度、优势种变化和物理分布），研究海洋自然保护区内的群落的结构是否发生明显的变化（相对丰度或优势与正常结构产生大的偏离）？是否证明在海洋自然保护区内的群落在多样性方面有明显增加？（出现3个以上原来没有分布的物种和（或）若干物种相对丰度增加）。

根据跨生境的群落以及生境与群落之间的关系，讨论可以建立什么样的水域和区域多样性的模式？如何看待物种的相对丰度与群落间的关系？本地物种与外来物种的相对丰度随时间是否存在可观测到的变化？若有，可以观测到哪些是因外来物种的入侵导致的物种丰度的变化？

如果观测到群落组成和结构变化（如物种多样性降低或某些物种丰度改变），或者检测到新的或外来物种，可能需要增加对这些变化的监测（每年 1~2 次）。

成果

- 组成群落的物种和生境名录；
- 群落内物种和生境结构的描述；
- 群落内存在的选定物种的相对丰度图；
- 物种优势图；
- 物种多样性（丰度和均匀度）图；
- 生境多样性图；
- 生境组成（或类型）图。

注意，对观测到的群落多样性变化进行解释需要足够的时间和信息。在短时间内要获得可靠的结论相当困难，而且不应低估观测到的生物多样性的短期变化可能导致对结果的错误解释。例如群落中的物种数量可能在干扰发生时或之后出现短暂上升，经过一段时间后才会下降。最后，生态属性可以假定或归结到所观测到的群落组成的变化，如种群之间的相互关系或群落一生境利用模式和变化率。

优点和缺点

这些指定的现场调查技术在方法学上的优缺点已在指标B1和B2中分析过。此外，并非所有的生态类型都需要开展同样的调查，例如，在开展风险评估时，对珊瑚礁的监测可能要优先于海草床及其他类型的软相底栖群落。

对群落组成和结构的变化要有足够的了解，这对优化管理和全面了解管理绩效至关重要。群落组成变化和（或）稳定性与实行海洋自然保护区之间的经验性因果关系建立起来较为困难，但它对于改进海洋自然保护区的利用方式和修复海洋自然保护区是很关键的，因此必须建立起这样的因果关系。

本指标是比较难以测定的生物物理指标之一。实际的调查方法相对比较直接且易于掌握，只需要中等程度的培训。但是该指标是根据信息收集的规模，综合地了解群落的组成和结构，比起简单地监测选定的焦点物种种群的丰度和结构而言，需要较多的人力、时间和经费。除了收集信息外，这一指标还明显增加了分析和解释的难度。由于极为复杂，无法准确地解释结果和推出有效的结论。除了这些要求，就管理效率的信息收集而言，这一指标还有被视为次一级主要指标的危险，但实际上它对于海洋自然保护区的总体目标和具体目标都是头等重要的。

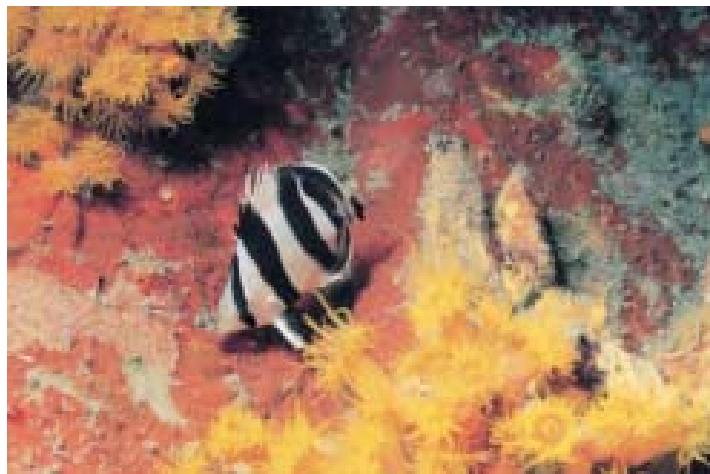
还必须指出，由于“基线改变”效应的存在，可能很难准确地解释管理区（即海洋自然保护区内）与邻近承受自然和人为变化的非管理区之间群落组成结果的可比性。这一效应是指如果没有人类的管理，可能在海洋自然保护区内自然发生的群落结构和组成的变化程度没有被检测到，或者被混淆成相邻的非管理区观测到的变化的“下降”。这一效应可能会在对照和处理海洋自然保护区信息时得出错误的结论。考虑到这些潜在的问题，在试图解释结果之前要收集5~10年而不是2~3年的信息。

专栏 B5

现场实例

为确定墨西哥湾锡安·卡恩海岸带生物圈保护区绵延110千米长的珊瑚礁群落组成和结构的特征，评估了穿越若干条监测线的鱼类、藻类和珊瑚的物种多样性。在比较过去几年收集的信息时，发现群落内物种丰度呈现循环波动。此外，这些变化没有明显因天然的干扰（如飓风）而受到影响或加剧。相反，造成群落结构变化的原因越来越归结为休闲活动（带来之一），如船舶交通、垂钓和潜水活动。

TONI PARRAS



专栏 B5(续)

过去 10 年在锡安 · 卡恩观测到的珊瑚礁鱼类群落的变化

	佩德罗 · 帕拉 礁后区	礁脊边缘区	育姆 内礁前区
物种丰度			
1991	33	23	31
1996	24	30	26
1997	15	41	29
1998	11	20	28
1999	20	27	18
2000	—	19	15
2001	—	15	16
2002	14	15	10
密度(个 / 平方米)			
1991	0.90	0.39	0.60
1996	2.78	7.95	1.75
1997	0.80	2.85	5.43
1998	1.18	1.08	14.13
1999	0.38	1.13	0.60
2000	—	0.60	1.13
2001	—	0.93	0.98
2002	1.80	0.65	2.23
多样性(H)			
1991			
1996	2.2836	1.3274	2.7996
1997	2.3257	2.9356	2.1094
1998	1.3143	2.1973	0.5419
1999	1.7670	2.1341	0.8862
2000	—	2.4166	2.4585
2001	—	2.1214	2.3013
2002	1.7489	1.9241	0.8390
均匀度(J)			
1991			
1996	0.8060	0.4592	0.9196
1997	0.9699	0.8810	0.6474
1998	0.5708	0.8326	0.2181
1999	0.9081	0.8320	0.9071
2000	—	0.9422	0.9079
2001	—	0.7834	0.9261
2002	0.6627	0.8757	0.3644

参考文献和网络链接

Done, T.J., Ogden, J.C., Wiebe, W.J., Rosen, B.R. (1996). "Diversity and ecosystem function of coral reefs". In H.A.Mooney, J.H. Cushman, E. Medina, O.E. Sala, E.D. Schulze (eds.), Functional Roles of Biodiversity: A Global Perspective. SCOPE 55. John Wiley & Sons, Chichester, UK. pp. 393-423.

Green, D.G., Bradbury, R.H. and Reichelt, R. E. (1987). "Patterns of predictability in coral reef community structure". Coral Reefs 6: 27-34.

Schoener, T.W. 1968. "Sizes of feeding territories among birds". Ecology 49: 123-141.

方法

English, S., Wilkinson, C. and Baker, V. (eds) (1997). Survey Manual for Tropical Marine Resources. 2nd Edition. Australian Institute for Marine Science, Townsville, Queensland, Australia.

Samoilys, M. (ed.) (1997). Manual for Assessing Fish Stocks on Pacific Coral Reefs. Training Series QE9700. Department of Primary Industries, Queensland, Australia.

鱼类群落组成

Halfman, G.S. (1978). "Patterns of community structure in fishes: summary and overview". Env. Biol. Fish. 3: 129-148.

Sale, P.F. and Douglas, W.A. (1981). "Precision and accuracy of visual census technique for fish assemblages on coral patch reefs". Environmental Biology of Fishes 6:333-339.

Sale, P.F. and Douglas, W.A. (1984). "Temporal variability in the community structure of fish on coral patch reefs, and the relation of community structure to reef structure". Ecology 65:409-422.

Sale, P.F. (ed.) (1991). The ecology of fishes on coral reefs. Academic Press, San Diego, CA, USA.



NOAA PHOTO LIBRARY

多样性

Connell, J.H. (1978). "Diversity in tropical rain forests and coral reefs". *Science* 199: 1302-1310.

Dallmeier, F. (1996). "Biodiversity inventories and monitoring: essential elements for integrating conservation principles with resource development projects". In R.B. Szaro and D.W. Johnston (eds.), *Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice*. Oxford University Press, New York, NY, USA. pp 221-236.

Magurran, A.E. (1988). *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton University Press, Princeton, NJ, USA.

Reid, W.V., McNeely, J.A., Tunstall, D.B., Bryant, D.A. and Winograd, M. (1993). *Biodiversity Indicators for Policy-Makers*. The World Resources Institute and IUCN. The World Resources Institute, Washington, DC, USA. Moni-

toring and Assessment of Biodiversity Program (2002). Conservation and Research Center of the National Zoo's of the Smithsonian Institution. [URL 在线链接: www.si.edu/simab/]

Saunders, D., Margules, C. and Hill, B. (1998). *Environmental Indicators: Biodiversity*. Australia State of the Environment Indicator Report. Environment Australia, Canberra, Australia.

Simpson, E.H. (1949). "Measurement of diversity". *Nature* 163: 688.

Szaro, R.B. and Johnston, D.W. (eds.) (1996). *Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice*. Oxford University Press, New York, NY.

World Bank (1998). *Guidelines for Monitoring and Evaluation for Biodiversity Projects*. Environment Department Paper No. 65.

Global Environment Coordination, The World Bank, Washington, DC, USA.

什么是“群落内的补充成功率”

群落补充成功率是指群落内跨种群的幼体输入、定居和稚体补充和存活率。补充成功率表征群落随时间延续和存活下去的可能性，即持续存在的可能性。观测补充成功率有助于阐明群落内种群之间的关系及其正在发生或可能发生的变化，因此，这一指标的目标是评估群落随时间维持自身繁衍的可能性。

这一指标被用于度量一个群落内若干种群的补充水平，以便更好地了解群落的整体状态。不能期望对分布于群落内的所有种群的补充量都进行监测。希望通过对该指标信息的收集，海洋自然保护区的管理者和其他参与者能提高他们的预测能力，可以预测所观察到的存活补充量的多样性和数量能否表明群落正在恢复中，或者只表明群落仅仅维持原状甚至衰退。从这个意义上讲，这是个动态指标，是预报群落趋势的指标，而不仅仅是群落组成和结构的瞬间状态指标（指标B4）。鉴于补充量的自然波动和种群的季节性变动。

这一指标着重于能够快速收集群落内相关生境类型或分区的多种群物种（包括焦点物种）的信息。要想对群落内的每一个种群进行测定是不现实的。这一指标着重测定群落中多



由于物种的群落组成和相对丰度在一定程度上是群落填补其组成种群的能力的函数，因此这一指标与指标B4密切相关并相辅相成。



这一指标有时用于指示生态系统健康（B3、B4）和食物网完整性（B6），因此对于关注通过海洋自然保护区维持生态系统功能和应变能力的管理者来说具有重要的意义。

个种群内物种幼体、定居和补充，以及稚体存活率的总规律（周期性）和程度，而非测定真正的繁殖能力和（或）活力。

测定理由

群落组成和结构可以为群落及其生态整体健康和状态提供定期的或静态的了解，而该指标属于动态或近似指标，目的是度量或表征群落的生态恢复能力。例如，仅仅靠稳定和平衡的群落组成还不足以证明群落是健康的和可恢复的。管理者可根据以下几点了解群落延续生存的潜力：产卵量和补充量的规律，补充量的充足度，幼体成长为成体的数量。就此而言，这一指标是B2在群落水平上的推演。

与总体目标
和具体目标
的关系

总体目标1

1B 1E

总体目标2

2A

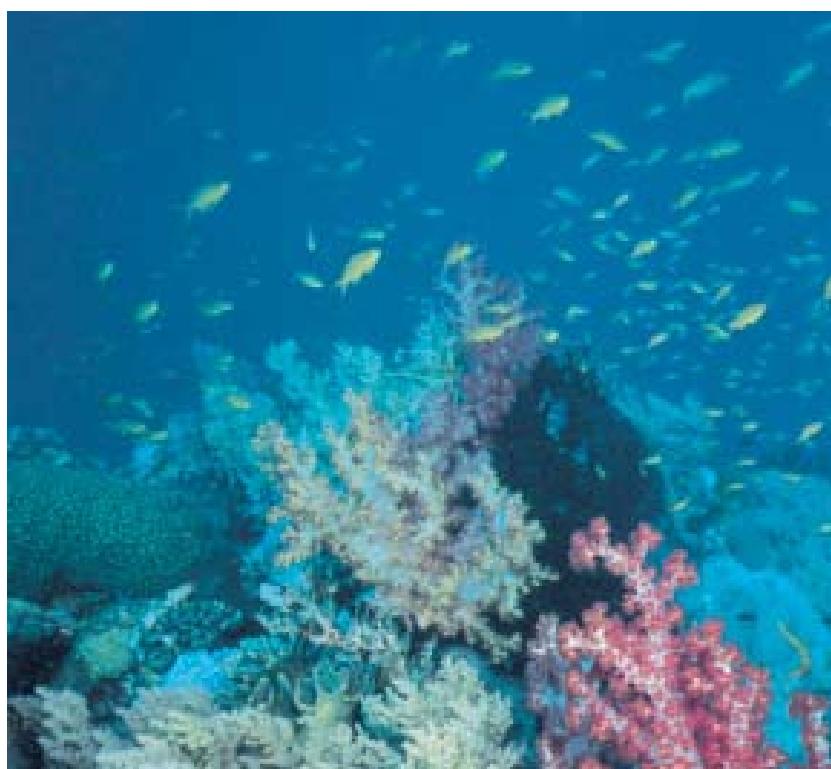
总体目标4

4A 4B

4C



Toni Parras



所需条件

- 与指标B2和B4相同的要求和设施；
- 幼体和补充量的非专一采样设施，包括拖网、围网和刺网；
- 群落内需要研究的所有物种的名录（引自B4）；
- 对所关注物种幼体定居阶段的知识；
- 对所关注物种幼体阶段和稚体目测鉴别的知识；
- 对所关注物种的生殖和补充过程的知识；
- 群落内幼体定居模式的知识；
- 群落内补充区的位置；
- 幼体定居阶段和群落典型稚体补充区的知识；
- 繁殖季节（周期）和产卵区的知识；
- 对海洋学基本模式和过程的了解，因为它们与幼体输入和输出分布与模式的物理作用有关；
- 颜料或简单的浮子（监测海流）。

如何收集信息

这是本指南提供的最复杂、最高级的管理效率指标之一。此外，由于补充活动具有强烈的时空差异，因此对用补充量来解释生态健康的可信度一直存在争议。因此，该指标的测量只能由合格的人员在特定的生物群落内进行，该群落包含有多种焦点物种，代表着稀有或受到威胁的群落和（或）面临人类严重压力的群落。

尽管具有高度的挑战性和某些争议，补充成功率仍可通过下列参数检验：a) 群落内种群存在适当大小分组（补充群（或）稚体和生殖成体）及其相对丰度；b) 繁殖或产卵潜力和活动的规律性；c) 定居和补充潜力和活动的规律性。由于补充成功率也是幼体输入和扩散的函

数，要全面了解补充潜力可能还必须考虑补充成功率的作用。

如果决定采用这一指标，建议至少应收集种群内焦点物种，特别是稚体和补充体的大小分布信息。用于采集整个群落样品的调查方法（相对丰度和大小分组）与指标B2的现场调查方法相同。群落内所有物种的年龄结构信息要与指标B2中同时采集，因此在本指标中不强制要求。

最好就群落内多种物种的大小分组和年龄结构的问题展开研究。群落采样问题已在B4中讨论过。必须记录在补充量调查中捕获的所有物种个体（稚体）的相对丰度和大小。假定已知群落成员的某些基本的生殖生物学知识，也可利用大小分组的结果计算群落内物种间的稚体相对于成体的丰度，并可以构建补充体从稚体到成体阶段的存活率时间分布。

本指标还必须监测已知的产卵和补充活动的规律和范围，必须到已知的产卵地对群落内焦点物种开展产卵生物量的估测。此外，必须通过下述工作来确认这些事件：

- 在聚集地产卵活动前后，进行现场采集（卵和精子）；
- 在现场采用影响力小的方法采集沉降幼体（如光诱捕、采集板/盒和水箱）及在已知的补充（或）沉降中心确定补充量（如红树林和海草床）。

本指标不测量无性繁殖补充量（如无脊椎软体动物的裂殖或者珊瑚裂片和向外生长）。

可以投放小浮子帮助跟踪产卵活动前后的水体运动，以便追踪卵和幼体的去向。投放测定潮汐运动的水流计有助于预测一天或每个季节的产卵时间。



本指标关于观测的焦点物种的补充量和幼体的大小分布信息可以和B2同步采集。

在收集其他指标（B1~B3）信息的同时，可利用固定目测估计或定时游动（用带通气管的潜水器），根据物种及其生活史，对沉降后的稚体进行计数。稚体（或补充体）捕获调查中采用的具体步骤和卵采集技术详见参考文献（如以English et al, 1997为基础）。许多物种的幼体和后幼体阶段的鉴别在文献中也可以找到。虽然幼体定居和补充量具有完整的研究方法，但由于十分费力耗时，因此不考虑作为本指标信息收集的最低要求。

注意：鉴于用拖网、围网和刺网收集补充体（或稚体）可能导致所有入网生物的死亡，具有破坏性，因此这类采样方法可能不允许和（或）不适合在可持续性监测项目中频繁使用。

注意到鱼类的聚集地和产卵场普遍离散分布，可能位于也可能不位于海洋自然保护区。如果已知鱼类的聚集地和产卵场紧邻海洋自然保护区或公共的海域，则在这些区域开展监测很重要，因为海洋自然保护区内的鱼类在一年的某个时段可能洄游到聚集地，在那里产卵后重新返回海洋自然保护区中的居留地。

信息至少必须每年收集，最好与指标B2和B4的调查在时空上同步。信息收集的时间安排在很大程度上取决于已知的产卵和补充事件的时间和频率。

更高级的繁殖（生殖生物学）或产卵（生殖行为学）潜力的生物学研究也可用于测定这一指标，与孤立地研究群落内选定的焦点物种的大小分组及稚鱼定居和补充模式相比，这些方法需要大得多的工作量、经费和时间。

结果分析和解释

核对、输入和管理海洋自然保护区管理成效监测数据库内的信息；制作群落内观测到的每个物种种群的相对丰度图及每种物种个体中稚体与成体的比例图；绘制稚体（x轴）与成体（y轴）的相对丰度图；利用个体大小分组数据区分群落内观测到的和采集到的物种。与以前观测到的相比，代表性的种群间稚体和生殖成体是多了还是少了？将这些发现与指标B2的结果参照研究。随时间跟踪所观测到的物种的年龄结构（稚体（或）成体比例）和相对丰度。

撰写结果和解释以供公开发送。以图表方式提交口头结果，并与所选择的利益相关者团体、决策者和同行讨论。鼓励由采样区的外部社团独立对结果进行检验，以证实或否定所得到的结果，增进他们对该海域管理行动效果的了解，确信内容中包括了所有从利益相关者处得到的能说明观测结果的故事和逸事。

总体而言，群落种群拥有足够数量和稳定的存活稚体和有生殖力的成体将增加群落随时间的存活力。在经历了群落衰退（绝大多数种群间补充量减少）的海洋自然保护区内所研究的种群补充量的水平如何？所观测到的产卵和补充事件的时间、频率和输出是如何变化的？

TONI PARRAS



定性地（低估计、未预计或者高估计）和（或）定量地（根据群落内跨种群的潜在生殖几率）阐述群落是否能够在将来存活？如果不能，将这些结果如何向适应性管理决策层报告，以引起关注？

最后，提交从补充量调查获得的补充群体的相对丰度或数量密度，讨论与以前观测到的同类数据的比较。

优点和缺点

本指标是一个测定过程很复杂的指标。比起在群落内对选择的焦点物种组的研究（难度等级4），收集群落内跨物种的大小分组和补充量信息（难度等级5）需要多得多的时间、技能、仪器设备和经费资源。这两个指标的测定都需要相当熟练的评估人员，如果海洋自然保护区管理团队内没有合适的人选，大学和研究中心可能是寻求帮助的最好地方。通过建立信息收集以及建立培训海洋自然保护区工作人员调查技术的合作关系，这样，专业人员就可以完全满足上述知识、仪器和设备及技能的要求。

成果

- 经历了已知幼体定居和稚体补充事件群落中补充体或稚体相对密度分布；
- 群落内观测到每种物种的未成熟（稚体）对成体（有生殖力的成体）大小分组的贡献；
- 证实已知的产卵事件频率和产卵生物量的估测；
- 估测生殖潜力和群落在不远将来的恢复力；
- 事件中释放的卵、精子、幼体生物量分布图。

可供选择的成果

- 群落种群内的年龄分组结构（通过耳石分析）；
- 存在于群落内物种的生殖潜力分布图（包括产卵成功率和生殖量估测）；
- 对群落内物种生殖生物学和产卵行为的进一步了解。

此外，对“快拍”式补充量调查的价值目前存在很大的争议。通过这种调查得出的信息已知是相当不可靠的，因为不能洞察众所周知的时空变化的巨大作用。即使发现它们是可信的，稚体补充速率和产卵规律的结果也可能不足以全面或准确地解释生物群落内的生殖潜力。需要许多年的信息收集，才能得出有关补充成功率的可靠结论。

补充量调查中采用拖网、围网可能导致生物无谓的死亡，因此应当避免、减少或非常小心地进行才不至于造成严重的破坏。

总而言之，这一指标有时被看成是鼓励管理者更全面地了解群落生态学和生殖能力的动态变化的最好建议。

参考文献和网络链接

前言（包括变异性问题）

Caley, M.J., Carr, M.H., Hixon, M.A., Hughes, T.P., Jones, G.P. and Menge, B.A. (1996). "Recruitment and the local dynamics of open marine populations". Annual Review of Ecology and Systematics 27: 477-500.

Carr, M.H. (1991). "Habitat selection and recruitment of an assemblage of temperate zone reef fishes". Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 126: 59-76.

Doherty, P.J. (1991). "Spatial and temporal patterns in the recruitment of a coral reef fish". In P.F. Sale (ed.), The Ecology of Fishes on Coral Reefs. Academic Press, San Diego, CA, USA. pp. 261-293.

Sale, P.F. (1999). "Recruitment in space and time". Nature 397: 25-26.

Sale, P.F., Doherty, P.J., Eckert, G.J., Douglas, W.A. and Ferrell, D.J. (1984). "Large scale spatial and temporal variation in recruitment to fish populations on coral reefs". Oecologia (Berlin) 64: 191-198.

Victor, B.C. (1983). "Recruitment and population dynamics of a coral reef fish". *Science* 219: 419-420.

Walters, C.J. and Collie, J.S. (1989). "Is research on environmental effects on recruitment worthwhile?" *Canadian Journal of fisheries and Aquatic Sciences* 45: 1848-1854.

Williams, D. McB., Russ, G. and Doherty, P. J. (1986). "Reef fish: large-scale distribution and recruitment". *Oceanus* 29: 76-82.

稚体调查

English, S., Wilkinson, C. and Baker, V. (eds) (1997). *Survey Manual for Tropical Ma-*

rine Resources

2nd Edition. Australian Institute for Marine Science, Townsville, Queensland, Australia.

幼体调查

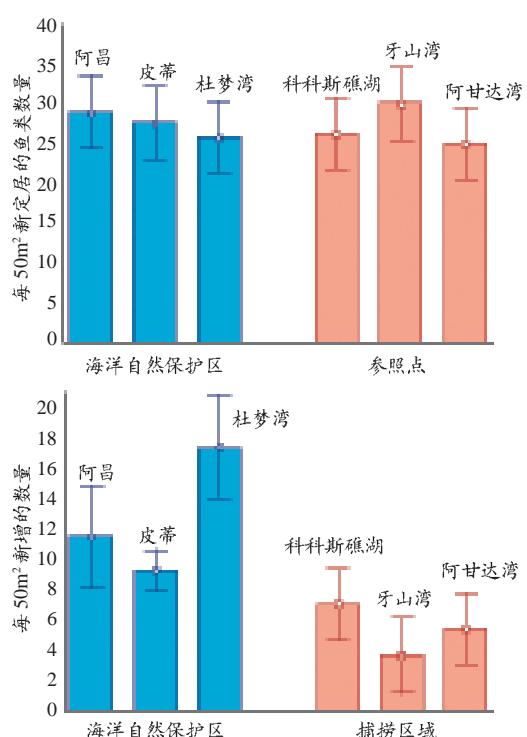
Choat, J.H., Doherty, P.J., Kerrigan, B.A. and Leis, J.M. (1993). "Sampling of larvae and pelagic stages of coral reef fishes: a comparison of towed nets, purse seine and light-aggregation devices". *Fishery Bulletin* 91: 195-201.

Doherty, P.J. (1987). "Light-traps: selective but useful devices for quantifying the distributions and abundances of larval fishes". *Bulletin of Marine Science* 41: 423-431.

专栏6

现场实例

2002年对位于关岛海洋自然保护区内、外新定居的拟羊鱼和其他珊瑚礁鱼类进行了调查。在每个调查区设4条25米×2米的断面进行重复计数观测(采用较小的50平方米的断面是因为新定居的鱼较小,它们常常隐蔽起来,因此需要更多的时间才能准确计数)。三个月后,评估组重新访问这些断面并开展存活补充量的重复计数。评估组已知经过3个月生长期后的个体大小范围。结果表明,尽管拟羊鱼在不同海域的定居率差别不大(巢居ANOVA, $F = .04$, $p = 0.840$; 参见附图左)。三个月后,捕捞区补充成功率明显较低($F = 9.5$, $p = 0.004$, 参见附图右)。这一差别部分可解释为新定居的拟羊鱼是当地渔民的捕捞对象,因为他们喜欢吃稚鱼,因此在禁渔区外补充成功率低是捕捞压力造成的。



与总体目标
和具体目标
的关系

总体目标 1
1B 1C
1D

总体目标 2
2B

总体目标 3
3A 3B

总体目标 5
5A



什么是“食物网的完整性”

食物网是表示群落内能量通过种群的流动的指标。在这一表述中，连接相互关系的“网”说明有许多截然不同但又相互关联的食物链；生物线内存储存的少部分能量从食物链传递到下一个营养阶。

可通过测定群落内相互关联的食物链营养关系（对群落成员）的可靠性来判断食物网的完整性。一旦食物网失去完整性，营养阶关系则会受到扰动而导致崩溃。这是极有可能发生的，如食物网中的一种物种因过度捕捞而灭绝，从而改变了食物网中该物种的摄食关系——也就是说，该物种对被捕食者的影响消失，而以其为食物的捕食者失去了生物量。必须指出，即使食物网的完整性是稳定的，也并不一定就意味着它能支撑整个或者理想的捕食者—被捕食者关系。

食物网中的营养位置是一种功能性分类，并不取决于分类学（尽管可用种系预测营养功能）。营养关系的概念使群落生态学中出现等级关系。在食物网的基础分级中，个体或作为生产者（光合作用生物）或作为消费者。消费

者可进一步分为植食动物（摄食生产者）、肉食动物（摄食植食动物和（或）其他肉食动物）或腐食动物（摄食已分解或正在分解的有机物）。反过来，同一营养位置的个体群在群落内形成功能“组合”（如植食鱼类或顶级捕食者）。最后经过功能组合并形成了食物网络从而达到群落能量交换和生物量的质量平衡。正是在这个最高的层次，食物网上表现出了生态系统内的能量交换和生物量的传递。本指标评估和监测的正是这个内容。

测定理由

海洋自然保护区维持着单个或多个生态系统，包括组成生态系统的生物群落和食物网。健康稳定的生态系统必须能够维持食物网内营养阶间能量的流动。因此描述群落内生物种群之间的食物关系是海洋自然保护区实行有效管理的重要特征之一。

一旦食物网的位置发生变化（如由于过度捕捞），营养关系则会消失或处于危险中，生态系统可能出现不平衡，负面的链锁效应就会贯穿整个食物网。随时间测定、了解和监测这样的变化对于评估海岸带生态系统中海洋自然保护区有效管理的作用是非常重要的。此外，检测到的营养关系的改变和食物网完整性的下降，可作为“预警”信号，促使管理者预测哪些营养关系会出现问题，以矫正正在恶化的生态状况，加大该地区管理力度。因此，该指标对于诊断大规模的生态变化是有用的。

海洋自然保护区可提供的最重要的服务之一是重建自然状态和捕食者—被捕食者关系。这一指标可作为重建自然状态进程的重要的和互补的证据，也可作为在没有背景信息的海域



JURGEN FREUND/NATUREPL.COM

▲ 1997年菲律宾颇霍岛附近的一位捕鲨者。有计划地捕杀鲨鱼等顶级捕食者可能导致沿生物的营养链向下“直泻式”的负面影响，威胁整个食物网的完整性。

证明和表征存在天然摄食关系（情况往往如此）的有力工具。鉴于我们只了解少数几个海洋环境中的食物网，因此需要更多相关信息，所以这一指标还有以下目的：收集有关经修复或增强食物网关系的证据，而不仅仅是检测食物关系什么时候出了差错。

如果监测发现食物网关系发生了变化，管理者就可借此机会向公众强调这些变化，调查其原因并确定其是否是由于海洋自然保护区内外的活动造成的。如果发生的变化是在管理者的控制范围内或者是在保护区的行政和法规影响之内，则该结果可能成为调节管理或说明变化的原因。但是，在海洋自然保护区内观测到的食物网变化有些可能是外来（外部的）影响造成的，完全不在海洋自然保护区管理者的控制范围内，与海洋自然保护区的总体目标和具体目标不相干。例如，虎鲸在海洋自然保护区内大量捕食海域焦点物种海獭，威胁到海獭的种群资源，就可以确定这是由于远离海洋自然保护区几百海里的地方围网捕捞虎鲸饵料鱼类造成的。在这样的例子中，了解捕食关系变化的外部因素具有以下作用：

- a) 给管理者提供所需的知识以反击因在海洋自然保护区内变化而出现的不公正的批评；
- b) 提供机会协调司法和海洋自然保护区总体目标以外的事宜。

在这个意义上，外部对食物关系的影响能帮助管理者阐明外部与海洋自然保护区无关的压力如何影响海洋自然保护区的管理效率，从而帮助管理者确定如何分配（或再分配）人力、财政和政策资源，用于防止外来因素的干预，以促进保护区的健康发展。因此，重要的问题是确定指标收集规模，以便于回答相应的（或提出的）问题（或事务）。因此，由较大规模的生态变化（如全球气候变暖）引起的食物关系的变化就超出了海洋自然保护区的范围或影响这些关系的能力，其

所需条件

- 与列于指标B1的要求一样；
- 一组称或天平（可称量至克）；
- 群落或食物网内分布的物种的知识；
- 了解驻留物种的捕食者—被捕食者关系；
- 计算器；
- 数学技能；
- 高级人才：具有数学和生态模拟技能者，能与评估组协商且熟悉所用测定和分析技术的人，能使用营养的数学模拟软件者。

他问题照此鉴别。

最后，食物网在理论上具有描述生态状况的优良特性（Wiremiller, 1990）。因此，食物网完整性是生态系统健康和功能的主要决定因素，但生态系统健康和功能偏偏都是难以具体证实的参数。因此，一个起作用的、有弹性的食物网可以作为一个健康的生态系统的代表。

如何收集信息

收集能够满足本指标全面测定要求的收集不是一件孤立的或易于实现的任务。但是，作为可完成的或者最起码的任务，描述性的信息收集过程还是可以开展的。为此，评估组应举行座谈会，组织重点团体和有见识的个人（如科学家、渔民、海洋自然保护区的科技人员）讨论，从而勾画和确定（功能上）已知的、占据不同营养阶的生物作用和小生境，其中包括其多重捕食者—被捕食者关系，及其随时间变化的方式和原因。在信息收集过程中，要对整个食物网内具有特别相互关系的单个“链”（孤立的威胁）开展重点检验，要从单个或底层直到顶层营养阶的生物开展检验。这一相互关系可能是生物学属性的结果（如包含有多个焦点物种的相互关系的链或已知具有生态基石价值的相互关系），或者因为食物链具有某些社会经济的重要性（如提供生存机会）。信息收集应包

括尽可能多的经验证据(从指标B2收集的信息在这里可能有用),要讨论占据不同营养阶的物种的状况和相互关系。例如,可以对如下的营养关系链进行表征和模拟:浮游植物—磷虾—鱼类—海豹—北极熊。在这个例子中,密切监测磷虾或海豹及其与鱼类或北极熊的营养关系状态,作为整个食物链完整性的代表。要收集描述性和经验性的信息,从而表征一些基石链,包括它们之间的相互关系程度,这可以作为表征整个食物网和所有组分营养关系的代表。

其次,对某个食物链的顶点和底点(如顶级捕食者和最低层次的生产者)的检测结果可以看成是整条食物链的近似结果。

某些海洋自然保护区可能具有工作人员、专业技能和时间来表征和监测一个群落食物网的全部营养位置和关系。在这种情况下,保护区可以作出更严密、更深入的评估。首先,必须鉴别和列出生态系统内分布的各种生物,并按照营养阶位置组合在食物网相应位置上,在生产者、植食动物、一级肉食动物、二级肉食动物直至最顶级肉食动物之间确定每个物种是否起到单一的或者多重的作用,从而获得群落内所有成员之间完整的食物链关系。

下一步,必须通过现场捕抓和释放或渔获物调查直接测定和记录群落内物种或生物体的平均重量(克/平方米)和相对生物量。每个种群的相对生物量(克/平方米/物种)可以从收集观测到的个体重量和大小和观测面积的计算来确定。平均物种生物量的记录应按营养组合按递增的次序列成表,这可以从描述物种组合成员关系的参考书籍或相关物种消化道内含物的基线研究来完成。



本指标的信息收集完全可以利用指标B1、B4和B7的信息收集和调查的结果。



JOHN PARKS

由此,应该对在区域内发现的生物体的相对丰度(数量)和用指标B1、B4收集的信息的测定结果予以监测。每个营养组合的相对生物量(克/平方米)可以通过种群个体的平均生物量乘以营养阶内的个体数(丰度)计算。每个营养组合总生物量应按组成营养阶物种的递增次序列成表。注意,管理者有时只关心植食动物和肉食动物物种之间的食物关系(取决于海洋自然保护区的具体目标),导致其信息收集只集中在这些方面。

最好每年一次或两次收集信息。建议收集年间的时间系列信息。注意,因为营养关系和结构在地理环境和群落组成方面变化极大,因此,生物量和丰度信息必须根据特定的地点和(或)特定群落水平来收集分析(见下文)。

结果分析和解释

首先,要用图示法说明食物网中具有代表性的各个群落,重点突出明确观测到的食物链以及食物链之间的相互关系。还要确定生物的食物网营养位置和营养组合,即生产者、植食动物、一级肉食动物和二级肉食动物等关系。

下一步,根据食物网内观测到的各营养组合的总生物量,确定组合的营养阶与上级营养阶之间的营养率(或比例)。营养率是不同营养组合(如生产者:植食动物或生产者:三级肉食动物)间生物量的关系,(Arias-Gonzalez, 1998)。

然后,整数(1、2、3……)或小数(1.3、2.7等,按捕食物营养阶的权重平均确定)登记

确定生态系内群落特定组合的营养阶（参见 Lindeman, 1942; and Odum and Heald, 1975）。克里斯坦森和保利（1992）的文章全面总结了营养阶设定的具体步骤。

通过营养组合生物量的整数和分数加权，可以简单地计算出营养阶指数 (TLI)。例如一个系统有 30% 植食动物（营养阶=1）、40% 的一级肉食动物（营养阶=2）和 30% 的二级肉食动物（营养阶=3），那么 TLI 就等于 $1 \times (0.30) + 2 \times (0.40) + 3 \times (0.30) = 2$ 。

生态效率指某个营养阶产生的生物量转化为高一级营养阶生物量的百分比，一般为营养阶内可利用的总生物量的 10%，因此，上一级营养阶组合的生物量的加权系数是其下一级营养阶的 10 倍。与此同样重要或更重要的认识是，这种转化代表着生态系统的发展方向是稳定地维持着高级营养阶的丰度和较大的生物个体。根据计算结果，按递增的营养顺序制作数值表。

最后，根据上述计算获得的所有结果计算营养结构指数 (Done and Reichelt, 1998; Christensen and Pauly, 1992)。

观测营养结构（或）位置和指数随时间的改变和变化，确定（根据指数结果）所观测到的食物网是否稳定、下滑或改善。用观测到的结果预测营养趋势，并应用于管理决策和优先级设置。获得的信息是否说明海洋自然保护区内的食物网正在发生改变？如果是，与所期望的状态的接近程度而言，所观测到的改变说明食物网是在衰退还是增强？

可靠地证实或否定这一指标的结果需要严格的生态分析和科学的模拟。必须指出，现有许多先进的数学模拟技术，可用于评估在目标生态系统中发现的营养关系的稳定性和可靠性。例如有些模型可以预测（成熟的程度不同）物种开发对整个食物网的影响。就满足这一指标的目的而言，并不需要这么先进的模拟技术，因为其可能并不适合海洋自然保护区项目组采用。

成果

- 整个食物网内至少一个食物链成员之间的营养关系和状况的图解或说明；
- 对食物网和相互关联的食物链的说明；
- 平均物种和按营养组合分组和相对生物量的分布图；
- 在所观测的营养组合内总生物量的分布图；
- 随时间监测的营养组合和营养之间的比率表；
- 营养结构指数。

优点和缺点

这个指标不好测定。信息的收集可能很费时，这取决于拟研究的物种数量（即是一个物种链还是整个食物网）和调查区内个体和营养关系簇之间的复杂性和相互重叠情况。如果评估组决定必须测定这一指标，那就必须清楚：可能需要再花时间去寻求需要的人力和财力资源，以达到测定这一指标的能力。鉴于这一指标在信息收集上的困难，评估组要谨慎地采取措施，严格保证该指标的信息收集不违背海洋自然保护区的总体目标和具体目标。

鉴于相关的指标（如 B1 和 B7）已经收集了重量信息，因此，这一指标如果只收集重量信息则看来相对简单、直接。但是，实际上，为此增加时间投入不单表现在增加时间和人力上。根据实际经验，即使是模拟一条简单的食物链关系，也是耗时又费力的。此外，增加信息收集（如重量）并不总是能够容易、快捷完成的。最后，该指标评估需要令人满意的水平和熟练的数学知识。

通过对比海洋自然保护区内食物网的信息和“原始”生态系统的信，理论上可以实现这一指标的全部潜力。但是，“原始”状态和参照信息却难以得到。没有这样的基准点，这一指标就丧失了某些分析力。例如，由于“原始”食物网只存在于没有人类影响的天然水域，又是难

以表征的，那么又如何认定食物网的完整性恢复到这样的一个水平呢？对于现实世界的条件，什么样的食物网可以认为是“正常”的呢？

超出营养信息模拟海域和群落，这一指标的准确性则下降，其推论也不足为信。而且，随着食物网关系分析水平的进步，其准确性也显著下降。此外，建立食物网观测到的营养变化和用管理干预（或缺乏管理干预）之间的因果关系是不可能的，与作为管理效率证明的其他指标相比，这一指标更多地作为被管理的群落生态学状况的教育和解释说明的工具。

尽管有这样的限制和不确定性，食物网及其在生态系统恢复中的作用仍被广泛地接受并作为成功管理的海域的关键组成部分。尽管测定这一指标的方法还处于试验、改进和扩展的阶段，但本指南的编写者和审议者已广泛接受食物网完整性这个主题，并已经以实际行动充分说明本指南收录该指标是多么严格。任何人在接受这一指标作为生态学变化和健康潜在主要指标之前，必须知道这个现实。

参考文献和网络链接

Botsford, L.W, Castilla, J.C. and Petersen, C.H. (1997). "The management of fisheries and marine ecosystems". *Science* 277 (5325): 509-515.

Christensen, V. (2003). "Using Ecopath with Ecosim for ecosystem based management of fisheries". In H. J. á kupsstovu (ed.), Workshop on Ecosystem Modelling of Faroese Waters, Tórshavn, September 2002, FRS 2003: 73-75.

Christensen, V. and Pauly, D. (1992). "ECOPATH II - A software for balancing steady-state models and calculating network characteristics". *Ecological Modelling* 61: 169-185.

Christensen, V. and Pauly, D. (eds.) (1993). *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*. ICLARM Conference Proceedings 26. International Center for Aquatic Living Resources Management, Manila, Philippines.

Done, T.J. and R.E. Reichelt (1998). "Integrated coastal zone and fisheries ecosystem management: generic goals and performance indices." *Ecological Applications* 8 (suppl.): 110-118.

Hutchings, J.A. (2000). "Collapse and recovery of marine fishes". *Nature* 406 (6798): 882-885.

Jackson, J.B.C., Kirby, M.X. et al. (2001). "Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems". *Science* 293 (5530): 629-638.

Jennings, S., Kaiser, M.J. and Reynolds, J.D. (2001). *Marine Fisheries Ecology*. Blackwell Science, London, UK.

Lindeman, R.L. (1942). "The trophic-dynamic aspect of ecology". *Ecology* 23: 399-418.

Myers, R. A. and Worm, B. (2003). "Rapid worldwide depletion of predatory fish communities". *Nature* 423: 280-283.

Odum, W.E. and Heald, E.J. (1975). "The detritusbased food web of an estuarine mangrove community". In L.E. Cronin (ed.), *Estuarine research*, Vol. 1. Academic Press, New York. pp. 265-286.

Pauly, D., Christensen, V., Gu é nette, S., Pitcher, T.J., Sumaila, U.R., Walters, C.J., Watson, R. and Zeller, D. (2002). "Towards sustainability in world fisheries". *Nature* 418: 689-695.

Pauly, D., Palomares, M.L., Froese, R., Sa-a, P., Vakily, M., Preikshot, D. and Wallace, S. (2001). "Fishing down Canadian aquatic food webs". *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 51-62.

Sainsbury, K. and Sumaila, U.R. (2003). "Incorporating ecosystem objectives into management of sustainable marine fisheries, including 'best practice' reference points and use of Marine Protected Areas". In M. Sinclair and G. Valdimarson (eds.), *Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem*. CAB International, UK. pp. 343-361.

Winemiller, K.O. (1990). "Spatial and temporal variation in tropical fish trophic networks". *Ecological Monographs* 60 (3): 331-367.



专栏 B7

现场实例

加拿大法律明确规定，保护生态完整性是海洋管理的首要任务。食物网的完整性被认为是魁北克省的沙古恩奈—圣劳伦斯海洋公园管理效率的必要条件。尽管海洋公园太大、太复杂，难以监测该海域整个食物网的完整性。但评估组富有创新精神，他们选择沿整个食物网最关键的食物链测定该指标：从作为生产者的浮游植物，到作为植食动物的磷虾，再到胡瓜鱼（胡瓜鱼科）和毛鳞鱼作为中间阶的肉食动物，直至作为顶级食肉动物的白鲸。

◀ 濒危的白鲸是沙古恩奈—圣劳伦斯海洋公园的标志性物种。圣劳伦斯种群的个体数量已经不足 500 头。

与总体目标
和具体目标
的关系

总体目标 1

1A 1C

1D 1E

1F

总体目标 2

2A 2D

总体目标 3

3A 3B

3C

总体目标 5

5A

3
1—5

什么是“捕捞类型、水平和回报”

捕捞类型是按照技术和熟练劳动力衡量在捕捞活动期间的收获能力的种类和程度。

捕捞水平是用于捕捞作业的总劳动（人员数量）和时间（小时/天数）。

有效的管理是对渔业收获活动的回报。捕捞效率以投入的每种方法和技能的单位劳动（天或小时/人或一队人）捕获的（个体）数量或重量（生物量）来衡量。单位捕捞量（CPUE）总体说明具体捕捞技术的相对效率。单位捕捞量可以在海洋自然保护区外的渔业作业区、紧邻边界的海域（以测量“溢流”效应）和（或）在其内（那里有适宜的成带现象，或为了捕获和释放的比较）进行测定。单位捕捞量的信息通常在渔业作业区现场收集或在码头登记调查。

测定理由

建设海洋自然保护区的普遍原因是由于渔业捕捞对维持人类社会具有很重要的作用。渔业产量的提高（从非索取区和海洋自然保护区溢流的生物量）和生活的改善（通过收入的增加和因渔业产量的提高增加食物的获取）是世界上绝大多数海洋自然保护区最通常和重要的目标。本指标试图直接用数量来表示渔业产量、技术的应用和生存机会，并跟踪其趋势。

尽管测定海洋自然保护区的利用对渔获量的影响很重要，但必须指出，在有关海洋自然保护区的文献中，只有很少的事例对捕捞努力的类型和水平进行分析。

该指标与从来没有人类活动或人类活动减少的区域（指标B10）的“溢流”有直接的关



这个指标在主题（人类利用）上与若干社会经济的和管理的考虑有关系，因此这里收集的信息可能对某些这类指标有用（如S1和G1）。

系。此外，捕捞水平也可能对群落结构（指标B5）和营养关系（指标B6）有强烈的影响。例如，由于某些过分高效的渔业技术导致的兼捕量或高级捕食者（如石斑鱼）的系统性灭绝的间接效应。

注意：在以减少或消除其内部或周围的渔业活动为目的海洋自然保护区内，降低捕捞强度不是为了渔民达到最大产量，而是为了增加焦点物种种群。

如何收集信息

至少下面有关捕捞类型和水平的信息必须通过渔获量调查以及在已知的码头与随机选择的渔船和渔民（或其他资源利用者）座谈来收集。

- a) 捕捞的目标物种；
- b) 实际捕获的物种（所有的捕获物）；



TONY ECKERSLEY

在这里，“捕捞”一词广义地定义为一切索取海洋资源的活动，包括商业利用活动和非商业利用活动（如家庭生计），因此，它包括：

- 捕捞金枪鱼的商业围网船队；
- 在浅海捕捞漂亮的海螺和棘皮动物出售给旅游者；
- 低潮时采集供家庭消费的蛤类、海藻和其他可食用的无脊椎动物（见下图）；
- 捕杀海鸟和海豹作为肉类在当地市场上销售。

所需条件

- 夹纸板和纸张；
- 铅笔或钢笔；
- 渔获量调查表；
- 单位捕捞量观测信息表；
- 渔业作业者数量及其作业活动的一般知识；
- 码头、小船停靠坡道和公众出入口的位置；
- 位置的知识；
- 每个人用于渔业作业的时间（小时 / 天）；
- 渔业作业的技术效率；
- 渔业作业技术对生境的物理影响（如果存在影响）；
- 详述调查位置，其中包括进出和登岸点、重点作业海域、多用途海域，在自然保护区内以及邻近海域所允许使用的每种渔具类型。

- c) 在海洋自然保护区外和紧邻或海洋自然保护区内（只要适宜）的捕获区；
- d) 采用的作业方法；
- e) 采用的渔具类型和数量；
- f) 采用的支撑技术（如液压绞车）；
- g) 用于运送渔获物的船只数量、类型和吨位；
- h) 参加运送渔获物的渔民数量，包括船员及其作用；
- i) 运送渔获物的渔船引擎的数量、类型和马力；

- j) 渔获物运输上岸所需的时间（小时 / 天），包括转运时间；
- k) 运输上岸的每种物种的个体大小；
- l) 渔获物的总重量（千克，必要时进行估测）；
- m) 渔获物的总经济价值（当地货币）。

在近期进行作业的所有渔船和渔民当中选择一定数量的个体渔船和渔民进行随机采样。

除了简单的渔获量调查外，更高级的信息收集方法是由评估者在渔业作业现场实时进行单位捕捞量的观测（船上或海上观测）。在现场作业和码头观测中，记录确切的时间（时、分）和位置（最好用全球定位系统坐标和有地理参照的作业区底图）。评估者必须采用全面的调查框架，通过记录所用的人力、物力（如船只、引擎、渔民和渔具）、作业的水域空间（总面积，平方千米）和时间（花费的时间，天、时、分）等详细情况来获取单位捕捞量的信息。而且必须定期更新调查框架。

在其他文献中已有详尽的对渔获量调查和单位捕捞量调查的方法记录，此处不再赘述



这个指标的测量与指标B1（“目标”焦点物种）密切相关，也可能是最普遍采用的指标之一。只要在单位捕捞量和焦点物种丰度提高之间建立相关性，就很容易观测到单位捕捞量的提高。

TONY ECKERSLEY





JOHN PARKS/WWF

尽管这一指标的主要评估焦点是与经济收入和饮食消费有关的渔业作业活动，但这一指标也可用于评估非商业、非食物的捕捞活动，如：

- 休闲渔业活动；
- 捕获-释放的游钓活动。

此外，在此指标下还可以收集有关海洋生物资源的非商业捕捞的信息，如：

- 潜水旅游活动；
- 鲸鱼观察活动；
- 水产养殖活动。

所有活动的“回报率”可以按收入来衡量。

(见下文“有用的参考文献”)。我们不推荐评估组要求作业者在现场自行记录单位捕捞量信息。尽管如此，如作业者经过适当的培训，并且能够自愿，也可以记录一些具体的目标物种简单的作业信息，如渔获物总量和个体大小、作业耗费的总时间、作业船只和人员数量等。

不同的目标物种所需的工作强度不同，同样，工作强度对每一种物种的影响也不同。因此，工作强度的测定具有物种的特异性。即使在生态系统水平上的监测，每一物种的工作强度都必须单独测定，信息的收集与分析也不例外。

例如，如果捕捞的深水鱼类是多物种的，那么简单地归总在一起并记录为“日混合捕捞量150尾”，这样的记录可能掩盖了捕获物中包括某种罕见的物种的事实，从而导致稀有物种在渔获物中的频率下降（和单位捕捞量的降低），以致稀有物种被其他普遍存在的（或日益增加的）鱼种所掩盖而受到忽视，最终导致其灭绝。这一论断背后的原理和逻辑在文献中已得到很好的论证 (Polunin and Roberts, 1995; Russ, 1991)。

▲ 捕获量调查可能耗时很长，特别是当捕获量大的时候。例如，在印度尼西亚的西巴布亚一个小型海洋自然保护区外，对一个人捕获的混合珊瑚礁鱼类进行资料收集就需要花费一小时。

通过查阅国家或地区的渔业统计资料可以得到渔获量和渔业作业强度的补充信息。政府机构和（或）非政府组织可以为评估组提供这类信息。这些信息应与通过直接观测和座谈会所得到的信息一起进行综合研究。

有些信息看似与主题关系不大，但也可能有用，包括：

- a) 政府主管部门关于中型或小型商业渔业注册记录；
- b) 描述所指的渔业贸易及其市场特征，包括按政府机构统计的市场价值和每年渔获物的吨位和价值)。

这些信息必须与社会经济指标相互参照。

信息收集应基于有关使用破坏性渔具作业的渔船类型和数量，包括其普遍性（频率或普及性）和采用的破坏性作业的强度（人力、时



只要有可能，有关渔业作业强度的补充座谈会的信息可以在进行相应的社会经济指标的家庭调查时从渔民那里收集（例如，捕捞目标物种的频率；为确保足够的渔获量，他们需要作业多久；渔获物的一般组成和大小）。

间)。这一信息可通过直接的观测(巡逻、记录的事件次数)或通过与关键信息提供者(包括使用者、管理人员和执法人员)来收集(或估测)。因为许多破坏性作业是非法的,很可能难以收集到可靠的信息。因此必须对关键信息的提供者进行认真的选择,评估者也必须避免任何可能的偏见(见IMA, 2000)。

必须全年定期(逐周、逐月)或在渔汛期间和鱼类繁殖活动期间收集信息。渔获量调查最好应在作业活跃期内就一周中的某一天和一个月中的某个时间(月相)进行随机采样或对所有适合的码头进行分层次采集。

为了准确地测定对每个目标物种耗费的作业强度的回报,需要先进的测定和分析技术进行细致的、深入的、独立于渔业之外的信息收集。这超出了海洋自然保护区在这一指标下所能做到的切实可行的工作的范围。

结果分析和解释

通过监测,可以开始了解渔业捕捞强度和方法的趋势:

- 采用的渔具类型和普及程度;
- 渔具的威力;
- 海洋自然保护区内外渔业作业活动的水平和回报率;
- 采用破坏性渔业技术的发生率;
- 渔获物的大小和物种组成的变化;
- 渔获物中的目标物种的数量、体积或重量的变化。

根据收集的作业水平数据,使用每人每天捕捞的关键物种的重量来计算单位捕捞量,



除了与B1和B6有联系外,此指标还应与管治指标(G1, G4, G15)和其他社会经济指标(S1, S5, S10)结合在一起。

从而衡量每种作业方法或技术的捕捞效率:
单位捕捞量 = 目标物种总重量(kg) / 单位时间(天)。

通过对回报率,总劳动投入量(渔民人数、作业时间(小时或天))及总捕捞量的分析,比较作业方法之间的效率。哪一种技术最有效?哪种技术的效率明显优于其他技术?在可选的捕捞工具中,哪种是普遍的趋势?是否某些方法采用的频率高于其他方法?与它们的捕捞效率分级有联系吗?如果有相关数据,使用破坏性技术捕捞的事件(如氰化物毒鱼、炸鱼和细网目作业)是在减少、不变还是在上升?观测到的渔具类型和效率的变化与海洋自然保护区内管理行动有什么联系?通过这些数据,能否证明海洋自然保护区周围渔业活动的水平发生了变化?如果发生了变化,变化到什么程度?

按照指定的时间区间(如半个月、3个月或1年)计算每一个目标物种和渔具类型的参数:

- 总渔获量(以重量、体积和(或)个体数计算);
- 渔获物的总物种丰度(多样性);
- 总的劳动量(船只、渔民、小时/天);
- 平均渔获量;
- 渔获物的个体平均大小;
- 平均的单位捕捞量。

以计算的分类为行,以时间间隔为列,将这些信息列成表格。下一步是为每个目标物种绘制这些属性随时间的变化曲线(按指定的间隔),然后将结果重叠。这些属性之间是否有成正比或反比的关系?如果有,这意味着什么?渔获量和作业强度是否与渔获物大小成反比?

注意,捕获种群的习性及渔获量调查时间可能会使结果遭到曲解。例如,数据(虚假的正效应)似乎已表明单位捕捞量得到了极大提

高，但实际上只不过是因为渔获量调查时间恰是鱼类洄游、聚集或繁殖的季节。

优点和缺点

此指标的信息收集相对来说比较简单。尽管它看起来简单，但实际上耗时又费力。而且这一指标的测定并不像它看起来那么简单。对占优势的（最常捕获的）和焦点物种（海洋自然保护区及其总体目标和具体目标所感兴趣的）的捕获量调查必须准确，这需要投入大量的时间和人力。单位捕捞量调查也需要较为训练有素的工作人员坚持至少一年的时间，才能得出准确的捕获率。此外，为了建立渔获量—强度数据库和分析基线信息，可能需要科学顾问和工作人员（可能需要雇用他们且费用可能很高）的协助。

尽管经过适当的培训，单位捕捞量和捕捞量的调查可由项目工作人员和社区志愿者进行，从而减少费用和后勤投资，但是由有资质、有经验的渔业生物学家进行技术监督和对结果进行科学评议也是不可或缺的。因此，单位捕捞量信息的收集并不适合在每一个海洋自然保护区开展。就估算投入的捕捞强度的回报而言，目测或以渔获量、渔船为基础的调查也是相当准确的。

对所采用的渔具类型、渔船和渔民数量的变化可能比较容易测定，这在鉴别捕捞压力及其增加方面更为有用。同样，测定渔获物大小和组成的变化比捕捞数量更重要。

单位捕捞量不是一个监测生态变化的好指标，因此，单单监测它的变化不足以确认和防范渔业资源的急剧衰退。单位捕捞量所需要的长期的、可持续的监测使得它很难与环境变化建立起相关联系。

评估小组应对渔民志愿者所提交的捕捞强度和单位捕捞量报告进行准确性核查。如果可能，则设法查出虚假或误报数据。不要奢望所有的渔民提交的渔获量报告都是准确的。

成果

- 采用的渔具类型的记录；
- 投资的人力和物力记录；
- 渔获物的大小和组成记录；
- 当地利益相关者通过采用各种渔具和技术捕获的目标物种的捕捞强度—效率和单位捕捞量计算结果；
- 总渔获物的大小、总的强度、捕获的个体平均大小和每个物种的单位捕捞量的时间系列图；
- 海洋自然保护区内，对各生态类型的关键代表性作业地点和进入海洋自然保护区的关键点（公园，船舶码头）的位置。

参考文献和网络链接

Dulvy, N.K., Metcalfe, J.D., Glanville, J., Pawson, M.G. and Reynolds, J.D. (2000). "Fisheries stability, local extinctions and shifts in community structure of skates". *Conservation Biology* 14: 283-293.

Gulland, J.A. (1975). *Manual of Methods for Fisheries Resources Survey and Appraisal: Part 5 - Objectives and Basic Methods*. FAO Fisheries Technical Paper No. 145. United Nations Food and Agriculture Organization, Rome, Italy.

Gulland, J.A. (1983). *Fish Stock Assessment: A Manual of Basic Methods*. Wiley Interscience, Chichester, UK.

Gunderson, D.R. (1993). *Surveys of Fishery Resources*. John Wiley and Sons, Inc., New York, NY, USA.

Hilborn, R. and Walters, C.J. (1992). *Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, dynamics, and uncertainty*. Chapman and Hall, New York, NY, USA.

Jennings, S., Kaiser, M.J. and Reynolds, J.D. (2001) *Marine Fisheries Ecology*. Blackwell Science, London, UK.

Munro, J.L. and Pauly, D. (1983). "A simple method for comparing the growth of fishes and

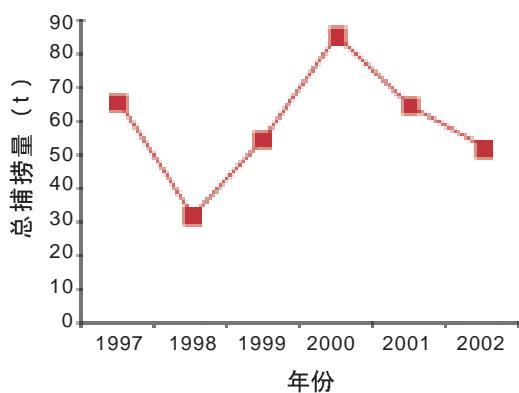
专栏 B8

现场实例

在加拉帕戈斯群岛海洋自然保护区，有两种龙虾可供商业捕捞，即蓝龙虾（也称绿龙虾）和红龙虾。捕捞龙虾的作业时间限制在特定的4个月内。在过去6年所收集的信息当中有一个关于海洋自然保护区的故事。在20世纪90年代，总渔获量达到新高（见下图），这促使许多渔民在2000年和2001年转入渔业，从而导致2001年和2002年渔业资源量和渔获量的下降。根据2002年的报告，渔民数量减少（由于前一年渔获量较低），捕捞强度下降。有些人推测这将导致来年渔获量的增长，同样会随后出现捕捞强度的增大。商业渔业中出现高—低循环并不奇怪。这促使处于此类窘境下的管理者和利益相关者将会就未来渔业的限制捕捞措施进行讨论，以便为渔业设置一个科学的可持续的捕捞水平。

加拉帕戈斯群岛年龙虾捕捞量（t）
(1997-2001)

年度	商业捕捞量 (t)
1997	65.3
1998	31
1999	54.4
2000	85
2001	64.1
2002	51.4
平均	58.55



invertebrates". ICLARM Fishbyte 1 (1): 5-6.

Pauly, D. (1978). "Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators". ICLARM Stud. Rev. (8): 325p.

Pauly, D. (1983). "Some simple methods for the assessment of tropical fish stocks". FAO Fish. Tech. Pap. (234): 52 p.

Polunin, N.V.C. and Roberts, C.M. (eds.) (1996). Reef Fisheries. Chapman and Hall, London, UK.

Russ, G.R. (1991). "Coral reef fisheries: Effects and yields." In P.F. Sale (ed.), The Ecology of Fishes on Coral Reefs. Academic Press, New York, NY. pp. 600-635.

Schnute, J.T. (1985). "A general theory for analysis of catch and effort data." Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 414-429.

Sparre, P. and Venema, S.C. (1992). Introduction to Tropical Fish Stock Assessment. Part 1 - Manual. FAO Fisheries Technical Paper No. 306, Rev. 1. United Nations Food and Agriculture Organization, Rome, Italy.



© WWF-CANON/MARK EDWARDS

与总体目标
和具体目标
的关系

总体目标 1

1B

总体目标 2

2B 2D

2E

总体目标 3

3B 3C

总体目标 4

4A 4B

4C 4D

总体目标 5

5B 5C

5D

什么是“水质”

水质系指水体环境参数中的非生物和生物（在细菌污染的场合）指标。水质参数包括温度、盐度、浊度、沉积速率、营养盐含量和存在的细菌及其他颗粒物（悬浮物）的密度。

测定理由

水质是项目区和海洋自然保护区的生物体、生物种群和生境内的生物过程的一个限制因素，是决定整个群落健康和存活力的根本性因素，是一个必测的重要指标。测定结果必须维持在科学和可靠的水平上。

由于人类在海岸带及其附近区域的活动，特别是在出现海洋污染的情况下，水质很容易受到负面影响。例如，人类废弃的固体和液体废物的点源和面源排放，垃圾和废气物的海上倾倒，沿海水域油类和毒物的泄漏，暴雨从农村地区带来的径流，陆上沉积物的侵蚀及其运移和在下游海岸带的沉积和淤积，农业径流中肥料和船底污水的排放。

海洋自然保护区的目标之一就是尽可能地减少海岸带水域遭受海洋污染和已知会降低水质的活动的影响。湿地和红树林沼泽地等处于

所需条件

- 训练有关工作人员；
- 物理海洋学知识；
- 对当地海流、潮汐和水动力的了解；
- 温度计；
- 折射计；
- 采水瓶；
- 透明度板；
- 照度计；
- 其他标准的手提和实验室水质监测仪器；
- 高级的、专用的测定仪器，如酚、重金属和其他毒物的分析仪器；与大学、政府环境质量机构和（或）其他研究单位的合作，有助于分析复杂的水质参数；与国家基线环境质量估测或长期监测计划项目的衔接和支持；遥感技术。



JURGEN FREUND/NATUREPL.COM



TONI PARRAS

◀ 菲律宾由于森林砍伐和水土流失导致沉积物冲刷到海洋，从而危及了海洋生态系统，如珊瑚礁。

海陆界面的海洋自然保护区更能起到这样的作用。它们作为重要的过滤器缓解海洋污染，为周围区域众多群落和海岸带生态系统维持一定水平的水质。

如果与海洋自然保护区的总体目标紧密相关的旅游、潜水等经济活动需要较好的水质，则需要特别测定水质指标。此外，如果海洋自然保护区的总体目标和具体目标与改善水质和水或污水管理相关，则这样的保护区尤其需要优先收集水质资料。

必须指出的是有效的海洋自然保护区管理与水质改善之间不存在一定的因果关系。但一般认为，大多数海洋自然保护区在其建设和管理过程中，会减少已知污染海洋环境的现场活动和（或）改变会对下游海洋环境产生影响的陆地活动。因此，有理由期望通过有效的海洋自然保护区管理，经过一段时间后水质将得到改善或维持。

了解陆地活动和水质对近岸海洋环境、海洋中的焦点物种甚至人类健康的影响也能加强公众教育，以便改变与海洋污染和废物处理有关的社会行为。

如何收集信息

已有大量文献论述了如何进行沿岸水体（在不同深度）的水质调查，此外不再赘述（见本节的参考文献），但是建议在此指标测定中对各采样站位进行定期（逐周、逐月、逐季、逐年）采集，参数如下。

- 沉积速率：投放在下游的沉积物捕集器可用于测定水样中颗粒物的存在、组成和悬浮密度（千分比率）；通过测定负荷和密度变化来判定来源；
- 温度：装在保护套内的海洋专用温度计或便宜的电子探头均可使用。也可使用长期投放（特别是在已知存在表层温度变暖危险的海域）水下的、可回收的温度记录器（其数据读数在固定

的时间后可卸下，然后重新投放）；

- 盐度和淡水输入（用于敏感的河口生境）：可使用耐用的折射计；
- 氧含量：许多手提式的电子装置可测定溶解氧含量和监测富营养化；
- 浊度：在各种采样站使用透明度板；
- 标准水质分析：必须对已知的大肠杆菌等病原体、油类、石油、营养盐（尤其是氮、磷）、肥料、杀虫剂和其他毒物及重金属进行鉴定；
- pH值；
- 生物学参数：如叶绿素和浮游植物含量。

一些水质参数（特别是陆地衍生的水质参数）不一定真正受到海洋自然保护区管理行动的影响。在这种情况下，测定这些无关参数，尽管出于兴趣，但不应作为海洋自然保护区管理效率指标。反之，应鼓励评估组将精力集中在非生物参数上。因为前者是否受到海洋自然保护区管理效率的影响仍存在争议。

揭示环境（此处指水质）参数与物种和生境的丰度及存活力的关系和研究趋向（文献）的科学论证需要经过长期的信息积累才能建立确切的因果关系。因此，评估小组可能需要获得该海域的各种环境因素的历史基线信息和发展趋势。

此外，要准确地评估管理（海洋自然保护区内）或无管理（海洋自然保护区外）时人类活动的影响，将自然的扰动（特别是与温度和盐度的变化有关的自然扰动）因素考虑在内是十分重要的。这需要与政府和科学机构共同合作实施更为广泛的长期监测计划。例如，监测上游农业发展对流域的影响，需了解全流域能承受的杀虫剂、肥料和营养盐的负荷，再通过估算径流量和沉积速率，才能全面了解和预测

在一年中的特定时段（例如雨季和旱季）水质参数的上、下限。

注意：在水体运动强烈的海洋自然保护区（如在潮汐波动很大的地区或河流入海口处），这种简单的水样采集方法可能不足以准确地表征海洋自然保护区及其管理对水质的影响。

在安排取样时间时，必须考虑水质的季节性变化（如雨季和流域洪水频率）。如拥有必要的技术、充足的时间和大量资源，评估小组可进一步对水质与生物系统的联系进行评估，

针对水质及其与生物系统的联系的更高级评估对评估组也可能有用，但开展评估也需要技能、时间和资源的投入。例如，遥感技术可给出非生物参数的分布剖面及其与生物活动的关系；位于陆地农业活动下游的海洋自然保护区，根据保护区的总体和具体目标，采集焦点物种（如软体动物或死亡的海洋哺乳动物）样品，测定其组织中重金属或持久性有机污染物的生物富集程度，这是十分重要的评估活动；或通过食物网跟踪和监测重金属在同营养阶生物富集途径和程度，这对于生活在海洋自然保护区附近城镇的人们来说很重要，因为他们依赖于从保护区“溢出”的水产品作为食物和收入来源。

结果分析和解释

总结评估结果并将其散发给资源利用者和利益相关者，并按以下两个部分进行分析：

- 需要解决的水质问题和特定参数的确认；
- 评估这些变化的原因及来源。

在这一点上，参与评估的参数比例相关性更为明显。



这一指标信息的收集可以与评估指标B10的信息收集同时进行。

监测环境水质参数的变化及趋势，并将分析结果发布。找出这些变化与B1和B4的结果之间的联系，确定其关系或存在模式。

鼓励建立社区组织，参与水质监测系统的定期监测和分析活动。可将简单的计算机软件包（如PRIMER生态系统计软件）和使用方便的专用程序解释水质（如BIOENV程序）用于社区的监测分析。

在分析结果时，必须考虑到水质的季节性（如雨季和流域洪水的频率）。

应邀请水质和环境质量专家审议结果，最好能由专家开展独立的现场抽样检查，确认或否认测定结果。

采集的信息是否说明海洋自然保护区内的水质正在变化？如果是，在大多数测定参数中，偏离水质期望值的程度是多少？

优点和缺点

全面测定水质需要在仪器配备和培训人员方面花费大量的资金。评估水质需要采用许多设备和方法。上述大部分检测可以采用相对简单的水质试验方法，由少数工作人员（2~3人）在工作时间内完成。本指标的信息易于收集，可以由经过培训的社区志愿者完成。参数测定频率需要相对较高的监测仪器周转率，而周转率会随时间的增加而递增。但是，由于本指标相对容易测定，而且对生物物理环境（特别是对非生物因素）的评估具有重要意义，所以本指标的测定应该易于实施。

成果

- 水质参数附录；
- 以时间为序的参数图表；
- 高级：测定的参数值与自然气候和生物数据之间的关系平面图。

阐明和控制水质是一项十分复杂的事情。有许多影响源往往超出了海洋自然保护区及其管理者的授权和司法权限。海洋自然保护区的水质可能受到陆地和上游开发和环境管理的影响，而这些又都是在海洋自然保护区管理者影响力之外。例如，由于上游粗放的农业管理导致下游沉积，而且肥料流入海洋自然保护区，使得保护区很难实现改善水质的目标。但是，海洋自然保护区的管理者可以利用这一指标向公众和决策者强调这些问题的重要性和持续性。再者，海洋自然保护区管理者可以利用这样的机会提出有关海洋自然保护区的选址和规范化等问题。

因为可能难以准确地将海洋自然保护区的水质状况与海洋自然保护区是否成功地达到预期总体目标和具体目标联系起来，所以有时宣称本指标与有效的海洋自然保护区管理直接相关是危险的。尽管有这样的局限性，但在许多海洋自然保护区中，对海洋自然保护区的总体目标和具体目标而言，水质测定仍是一个重要的指标，因此将其列入本指南。

还需要指出的是很难测定水中的疏水性化合物。

参考文献和网络链接

Sheehan, P.J. (1984). "Effects on community and ecosystem structure and dynamics". In P. J. Sheehan, D.R. Miller, G.C. Butler, and P. Boudreau (eds.), Effects of pollutants at the ecosystem level. John Wiley and Sons, New York, NY, USA.

标准调查方法

Strickland, J.D. and Parsons, T.R. (1972). "A practical handbook of seawater analysis". Bull. Fish. Res. Board Can. 167: 310.

United States Geological Survey (1999). National Field Manual for the Collection of Water-Quality Data: U.S. Geological Survey Techniques

专栏 B9

现场实例

这一指标是唯一的“聚焦”于“环境”条件的生物物理指标。基本上属于小尺度监测和非生物因素的指标。在许多海洋自然保护区中，人们越来越认识到赤潮事件、重金属和毒物的生物富集、富营养化和鱼类死亡这些常见现象与本指标评估的非生物参数有关。在制订最初指标的过程中，曾提出过若干分开的非生物指标。后来，参与编写本指南的专家和管理者将其归拢到这个单一的环境指标中。尽管如此，有些示范区提出，鉴于一些海洋自然保护区的建设就是以高度非生物指标为总体目标的，评估小组将归拢在这一指标下的多重测定分散成几个独立的指标是有用的。例如，将其分成化学和生物化合物的存在（水组成）、沉积和淤积速率、毒物的存在或温度和浊度等。

of Water-Resources Investigations. USGS Information Services, Washington, DC, USA. [Online URL: water.usgs.gov/owq/FieldManual]

United States Virgin Islands Coastal Zone Management Program (2001). Coastal Water Quality Monitoring Manual: Parameters and Techniques. Department of Planning and Natural Resources, Division of Coastal Zone Management. National Oceanic Atmospheric Administration, Washington, DC, USA. [Download Online URL: www.ocrm.nos.noaa.gov/PDF/USVI_Monitoring_Manual.pdf]

与总体目标
和具体目标
的关系

总体目标 1

1C 1E

1F

总体目标 2

2A 2B

总体目标 3

3A 3B

总体目标 4

4A 4B

总体目标 5

5A 5B

5C 5D

5E



什么是“恢复”

“恢复”指标衡量的是在海洋自然保护区总面积中（平方千米或面积百分比）或焦点物种种类群（丰度、生物量或总种群的百分比）经历过或“恢复到”假定的“原始的”（目标）状态的比例。

- 认为代表“理想的（即相对未受到人类活动扰动的）或“自然的”状态的群落组成或生境分布；
- 假定在没有人类影响的条件下，活体种群的水平和资源量的完整性恢复到60%或60%以上。

海洋自然保护区的生物特性要“返回”到某种“自然条件”状态，还是只要达到该状态的某一水平，取决于对“恢复”的定义。“恢复”目标可以在海洋自然保护区规定总体目标和具体目标的有关段落中定义。如果属于这种情况，海洋自然保护区的管理者需要认真考虑并确定可量化的年度空间恢复目标，并随时间而递增。根据明确确定的空间目标，本指标则较易测定。例如，与简单地规定每年有多少个“焦点物种能够恢复到自然水平”的指标相比，那么“40%的州水域中焦点物种种类群恢复到自我繁衍程度”的指标则更易于测定。

必须指出，某些海洋自然保护区的区域常频繁地受到自然扰动（如气旋）的影响，这将限制或阻止项目的恢复能力。在这种情况下，本指标则不太适用，规定“自然状态”恢复目标也不现实，因此，应代之以折中的、低于自然状态的恢复目标。

“自然”状态或“恢复”水平的定义存在很大的主观性和偏见。比措辞本身更重要的是，定义的措辞，即使要开展实质性的辩论，也必须定义出可衡量的“自然”状态或“恢复”水平。如果评估小组不同意“恢复”或“自然条件”状态的定义，那么就无法测定这个指标，同时在海洋自然保护区相关具体目标的评估方面也难以获得进展。

最后，本指标并不适用于所有的海洋自然保护区。是否适用本指标取决于海洋自然保护区的总体目标和具体目标中“恢复”指标的范围（或是否规定了“恢复”指标）。

测定理由

本指标不连续地测量返回到目标运行条件的区域（包括区域内的生物和非生物属性）的量，也就是从某个低于自然状态的水平完全恢复到自然状态的量，因此，本指标可以具体地测量海洋自然保护区的管理达到恢复目标的成功程度。对于利益相关者、决策者、资助者和研究者，本指标是一个大家都能理解的重要指标。

必须指出，如果海洋自然保护区的总体目标和具体目标中不包含“恢复”（返回到自然状态或可持续的捕捞水平）的内容，就不必测定这一指标。但是如果“恢复”是保护区明确规定管理指标，这一指标就是达到总体目标的直接标准。

所需条件

- 与B1~B6，尤其是B4和B5相同的条件；
- 准确的项目区、海洋自然保护区的边界和生境类型的底图；
- 需要手持全球定位系统确定面积；
- 明确定义，可测量的“恢复”定义。



尽管两个空间指标（B9和B10）与执法相关的管理指标（G13~G16）收集的信息可能相同，但其区别在于B9和B10收集信息的目的在于阐明与生物物理相联的指标，而不在于达标。

该指标的目的在于确定和重点说明海洋自然保护区的“恢复”目标是否完全实现。部分地达到一个确定的、可测定的恢复指标是令人赞叹的，这种不完全的成功可以在指标测定中清楚地反映出来。

如何收集信息

为了测定鱼类或活动性的无脊椎焦点种群的恢复水平，必须用目测统计法估测和证明种群恢复的阈值水平（以种群大小和结构变化的百分比表示）。如此恢复阈值可能没有科学文献或渔业生物学作为基础，但对于本指标而言，恢复阈值是可以调整和修订的“最佳猜测值”。在以恢复焦点鱼类和无脊椎动物为目标的封闭海域或全面保护的海域（以平方千米为单位），它们在封闭区域的恢复状况可以清楚地表示为当地整个种群中亚种群超过假定的（设定的）恢复阈值的比例。

另一方面，在一个不完全封闭但处于恢复过程的海域，该指标是指在该区域或在该区域的采样站位中超过“恢复标志”的比例。“恢复标志”是指以下各项均超过一个已知的参照点：

- 焦点物种丰度和种群结构（B1, B2）；
- 群落组成和结构（B4）；
- 生境分布和复杂性（B3）；
- 食物网完整性（B6）；
- 补充成功率（B5）。

利用设定海域（海洋自然保护区内、外）中足够数量的样品，通过对其中超过恢复标志或阈值的区域样品开展频率分析，从而可以推导



在某些方面，本指标可以看作其他生物物理指标尤其是B1~B6的具体体现或滤光镜。因此，B1~B6等其他指标收集的信息可以作为达到“恢复”指标的个案。

出这些指标。必须在整个设定区域的观测站位开展分层采样或随机采样，按照时间序列推导恢复的等级或估测值。这样，恢复区的范围不仅可以以面积（平方千米）来表示，还可以通过观测指数超过预期水平（即恢复标志）的站位的比例（%）来表示。

每2~5年应对此项目区内的所有观测站位进行采样测定。在较大的海洋自然保护区，要对全部的站位进行采样，可能需要投入较多的时间。

结果分析和解释

发布有关在整个项目区内恢复的比例或“恢复标志”频率的结果以及恢复区总面积（平方千米）的定量计算结果。记住，这样的不连续测定（恢复数量、总面积）是与利益相关者、决策者和捐赠者普遍有效的交流工具。

成果

- 完全（100%）和部分（以结构、生物量、密度（或丰度）或总覆盖率的百分比）恢复的项目区总面积（平方千米）；
- 相对于特定的目标焦点物种种群估算的恢复比例（种群密度、结构或生物量变化的百分比）；
- 群落内焦点物种种群达到“恢复标志”的频率估算值。

优点和缺点

如果具有明确定义的“恢复”目标和可利用的支持信息（来自B1~B6的信息），则本指标的测定相对比较简单，投入的时间和人力也较少。

但是设定“恢复标志”和可持续发展的种群水平在科学上具有挑战性，常常是知之有限且无书可查。因此，就测定种群恢复的阈值而言，这个指标测量结果是不可靠的。

专栏 B10

现场实例

在专家组制订在示范区试验这一指标的过程中，在缺乏足够的证据以表明“自然”存在的水平所包含的生物学要素的情况下，对什么是“复原”或“恢复”这样不符合逻辑的定义的表述存在置疑。有些人以为本指标试图对纯“恢复”进行表征和测定是一个几乎不可能完成的任务。鉴于人类对地球生态系统的影响是全球性的和多层次的，即使回到几百年前，“复原”一词的使用也是含糊的和危险的。因此，采用“恢复”一词（只要其使用暗含一定程度的不确定性），而将承载着数值的和不符合实际含义的“复原”一词放弃，因为它暗示评估小组已了解“自然”状态下的种群、群落或生态系统。由于存在这样的问题，因此，本指标成为仅有的两个未被示范区验证的生物物理指标之一。

参考文献和网络链接

Sousa, W.P.(1984). "The role of disturbance in natural communities". Annual Review of Ecology and Systematics 15: 53-391.

▼ 对鱼类资源补充量而言，红树林沼泽至关重要，可作为海洋自然保护区恢复的优先区域。



JEFF FOOT/NATUREPL.COM



NOAA PHOTO LIBRARY

什么是“人类影响”

人类影响是指在特定区域内（在这里为海洋自然保护区内外）对生物和非生物资源的索取性和非索取性的利用而造成的累积环境效应。如海岸带居民索取性和非索取性的利用，包括渔业捕捞、旅游、水产养殖、海岸带开发、海底钻探和采矿、交通运输和商贸活动等。人类利用海洋资源的水平不同，其影响程度也不同。例如，我们已证实某些渔具类型及其数量（如底拖网、围网和流刺网）对生态系统造成的影响比其他的渔具（如钓杆及抛网）要大得多。某些索取性的利用（如炸鱼）已被证实具有严重的破坏性。

没有人类影响的区域是指完全没有因为人类索取性或非索取性的利用而造成影响的区域。并非所有的海洋自然保护区都是这样的区域。这些区域通常被称为“保护区”或“全面保护区”，一般是在较大的海洋自然保护区内划出独立的“非索取区”。有些“非索取区”是有时间性的，例如季节性地禁止进入已知焦点物种产卵场。在“非索取区”内，禁止所有人类活动，但在海洋自然保护区开展监测和科学研究活动除外。

注意：“没有”人类影响的区域仍然会受到海洋自然保护区以外人类活动的影响，如由于全球变暖效应造成的海洋表层温度上升。这一指标下的“没有”影响特指在海洋自然保护区内没有人类活动的影响。

测定理由

在一个水域内，减少人类的影响是海洋自然保护区的普遍目标。可以假设，一个海洋自然保护区可以减少或不受人类活动的影响，那么与承受较严重人类活动影响的海洋自然保护区以外的海域相比，保护区内的焦点物种、生境和群落就有较大的可能随着时间的延续而获得恢复和自我维持。再进一步假设，海洋自然保护区内限制索取性利用的程度越大，人类活

动对其影响就越小。

因此，需要测定随着时间的延续，人类对该区域利用的规模和模式及其累积效应，从而检验上述假设是否正确。了解在海洋自然保护区内人类利用的水平和变化有助于管理者鉴别和预测威胁（即天然的或人类的活动确实或可能对该区域造成负面影响）。

注意：仅仅宣布一个区域为没有人类利用并不一定意味着这个区域就真正没有人类活动。

如何收集信息

本指标通过下列方式测定：a) 随时间表征各种人类活动和威胁的存在、程度和影响；b) 确定由于禁止和限制使用者的活动而形成的没有人类影响或人类影响减少的面积。

最简单的测定方法是通过与管理者和利益相关者的座谈，对人类活动（包括上游和海岸带的人类活动）及威胁的存在程度和影响进行

与总体目标
和具体目标
的关系

总体目标 1

1C 1D

1E

总体目标 2

2A 2D

2E

总体目标 3

3C

总体目标 4

4C

总体目标 5

5D

所需条件

- 书写板，纸张，铅笔。
- 海洋自然保护区边界图（和完全受保护区域，如果适用的话）及其周围水域或海域。
- 期望削弱或减少人类活动对自然保护区所造成的威胁。此类目标可在建立海洋自然保护区目标的基础上达到。在其他情况下，可能需要管理者在制订年度计划时逐年增加可减轻测量影响的目标。
- 对包括威胁在内的各类采掘及非采掘活动和技术的了解（海洋自然保护区之内及其周围）。
- 愿意与公众分享其关于人类活动和威胁的观点以及观测、经历的利益相关者。
- 关于人类活动和威胁的影响及其大小等方面的著述和数据源。
- 提高：手持全球定位系统装置，船和引擎。



定性的表征（包括执法和达标的支撑性证据）。关键信息提供者与海洋自然保护区工作人员及利益相关者团体的座谈有助于初步鉴别和表征人类利用（索取性利用和非索取性利用）的存在和数量，以及其中那些肯定或可认定对海洋自然保护区造成威胁的活动（即导致或可能会导致区域内负面影响的活动）。

下一步是评估和叙述在海洋自然保护区内外发现的所有威胁，特别是必须对每个确定的威胁用下列3个参数描述其影响程度：a) 威胁的强度（即作业的水平和所有人员的总强度）；b) 威胁的范围（即威胁的分布和活动的总面积）；c) 威胁的紧迫性（即威胁的频率、时间分布和严重程度）。在描述这3个威胁参数的同时，必须开展定量估测。例如，使用者的数量或每次威胁和每个捕获单元的渔船数量、活动的频率和受到威胁空间的总面积（以平方千米表示）。这些参数信息可以通过有组织的或松散的座谈会以及海洋自然保护区管理人员和利益相关者之间的对话来收集。可以通过二级信息来源和（或）直接观测使用者的活动、水平和影响来获取补充信息。例如，通过与捕获者的面谈收集特别有破坏性的索取活动（如炸鱼）的强度（渔民数）、面积（平方千米）和紧迫性（活动频率和趋势），并以现有的研究和直接观测（如一天内听到的爆炸声次数）来加以补充。

人类活动和趋势的表征可以根据：a) 所使用的索取性工具和技术的类型和数量，特别是这些技术的索取效率及其破坏性；b) 索取性和非索取性强度的变化，尤其是渔民数量、渔船数量和渔具的数量等。

在海洋自然保护区内、外基线表征过程中，必须以文字形式记载已知的由于索取性和非索取性利用所产生的物理、化学、生物和其他环境效应的性质和水平，并突出对物种、生境和群落生态学造成有害影响的已知利用方式。我们开展这些工作的目的就是为了消除或减少威胁。因此，必须在管理行动中（如海洋自然保护区的设计）确认威胁（人类活动诱发

的和自然的）并划分其优先级。

估测海洋自然保护区内、外的威胁和其他人类活动的物理位置（位置分布）与范围（面积）要作为表征的必要内容之一。

就收集管理区内采用的破坏性捕捞方法的范围而言，重要的是对采用这类技术的总面积进行估测。此外，必须计算出在海洋自然保护区内禁止破坏性捕捞技术与其他捕捞区域（平方千米）的百分比。破坏性的捕捞技术包括使用毒物（如氰化钾、氰化钠、漂白剂和植物毒素）、炸鱼、底拖网、用工具进行物理性破坏以及使用细目网具等。

一种耗时但较为准确和深入的表征人类活动的存在、程度和影响的方法是直接观测在海洋自然保护区内外开展的所有人类活动。此外，通过对其他生物物理指标，特别是B1~B7的测定，可以得到表征有关威胁和其他人类活动影响的进一步信息。除了对影响进行定性讨论外，这些指标的结果还可以提供调查区域内人类利用对环境影响的性质和程度的支持性证据。

B10不是一个“真正”的生物物理指标，它并不评估生物或非生物的状态、趋势或结果。它只是一个与评估已知会影响生物物理状态的活动相关的指标。从指标B1~B7测定所收集的结果可为B10所收集的信息提供补充证据。

确定人类影响减少或消失的海洋自然保护区总面积需要如下六个步骤。

第一步，在底图上利用原先界定的边界或现场收集的总面积的全球定位系统信息计算出海洋自然保护区边界内的总面积（以平方千米为单位）。

第二步，估算出海洋自然保护区内所有设定为“非索取区”或“全面保护区”（即禁止所有人类活动的区域）的总面积（以平方千米表示）；如果整个海洋自然保护区内的区域都是完

全保护的，那么这两个总面积相等。如果海洋自然保护区没有任何禁止人类活动的区带，则总面积等于零。注意，这两个区域可能已在现有的文件，如海洋自然保护区的管理计划和（或）相关法规中有所界定。这样，通过现场的界定有助于确证这两个总面积。

第三步，从海洋自然保护区的总面积中扣除设定为没有人类活动的区域面积，以确定海洋自然保护区内允许人类活动的区域面积。这些总面积必须换算成百分比，并将这三个面积的百分比记载在有注释的表格中。

第四步，校订表征人类活动的结果和海洋自然保护区内存在的威胁（根据威胁减低估测法，即TRA计算）范围的空间估算（以平方千米为单位）。利用这些结果可以估测海洋自然保护区内是否有人类活动。如果表征结果和TRA认定“全面保护区”或“非索取区”内存在人类活动，就应分别估测其中违反规定的面积和遵守规定的面积（以平方千米为单位，换算为百分比）。

第五步，必须估算出海洋自然保护区中各种人类活动确实减少的总面积（以平方千米为单位）。其估算方法是确定海洋自然保护区内各种人类利用（或群体利用）的减少的百分比。有时，规定必须在整个海洋自然保护区的各区域全面减少某项人类活动；有时则只限制于特定的生境类型或海洋区带。最后，必须对人类活动的表征和TRA指数进行审议，并估测实际的减少面积与原计划减少面积之间的差额（以平方千米和百分比表示）。

在调查中，在规划没有人类活动影响或人类活动影响减少的面积和实际执行的面积方面，评估小组可能对下列问题感兴趣：（1）具体的非索取区是如何界定的？是根据生物学参数还是行政便利来确定？（2）渔民遵守非索取区规定的效果如何？是否有在该地区发生违规的索取性活动的报告或证据？（3）在该区域采取何种巡逻和执法手段？根据管理和执法人员

的观察，该地区被视为“非索取区”的确定性如何？管理者和利益相关者对这些问题的回答有助于评估小组确定这些区域是否获得有效管理，以及在该区域发生的违规事件（如果存在违规事件）的程度（见相应的管理指标）。

应该以每年一次或两次的频率收集人类活动的信息（包括人类活动区域的所有信息），尤其对天然和人为的威胁更需注意。该频率取决于活动的强度和变化。如果不需要提前（例如，由于出现新的威胁或者在这一年内的原有的边界发生改变），则应每年计算一次没有或减少了人类活动影响的总面积。

这里概述的方法无法收集到威胁过程中和威胁之间的动态效应，因此，对观测到的由于威胁的相互作用产生的反馈环和协同量响应应加以定性的阐明。

结果分析和解释

理论上，如果海洋自然保护区在减少或完全禁止人类威胁方面获得成功，那么没有减少人类影响的实际区域应与设定的区域一样。在查看总面积的计算结果时，设定的（纸上的）没有或减少人类影响区域与实际的（现实中的）没有或减少人类影响的区域相差多少？实际的观测是否反映了假定应减少或禁止的人类活动？索取性技术和强度随时间发生了怎样的变化？在全面保护区中是否所有的人类活动都停止了？在设定区域内的每一项人类活动和影响降低到什么程度？

利用本指标收集的信息，分析人类影响降低程度和区域估测的方法之一是降低威胁估测



这一指标收集的信息与若干其他社会经济（当地利用模式和职业结构）和管理（使用者的争端、对规定和法规的了解和执法）指标有密切的关系，应予以合作收集。B10 的区别在于信息的目的是用于评估海洋自然保护区的生物物理指标。

(TRA) 指数法 (TRA 指数使用法参见本指标附录的参考指南)。与管理团队和利益相关者代表合作,用威胁减少的总量与潜在威胁总量的比值,来估测在减轻各种经确认的威胁过程中所取得的进展。尽管TRA具有主观性,但还是用来比较一段时间后不同区域人类活动影响减缓的程度。TRA背后的逻辑关系是,如果管理团队能够鉴别出海洋自然保护区及其周围海域面临的威胁,那么就能通过测定每一种威胁的减轻程度来评估其随时间发展在实现减少人类影响方面的进步。如此,也可将威胁制作成可视的图表,也可通过因果关系对其相互关系开展概念上的讨论。每年或每两年对所有鉴别到的威胁进行减少威胁得分的分数比较。根据海洋自然保护区内外的人类活动和威胁的空间范围,该海域在威胁的程度和规模方面是否有可观测到的趋势(上升或下降)?随着时间推移,海洋自然保护区内主要的威胁和破坏性人类活动是否被成功制止?特定活动的威胁降低速率是稳定的还是变化的?

全面保护海洋自然保护区越来越引起国际上的关注。从这些区域得出的结果会引起海洋自然保护区以外的管理者和利益相关者的兴趣。

与其他生物物理评估结果相结合以及在叙述海洋自然保护区内活动威胁的历史和前后背景时,这一指标得到的结果是最为适宜和有用的。其他生物物理指标的结果与人类影响减少的结果的耦合存在什么关系?完全没有人类活动区域内的结果是否明显不同于那些虽减少了人类活动的影响但仍有人类利用的海洋自然保护区?例如,在海洋自然保护区内和邻近海域观测到的焦点物种丰度的变化,在保护区和非保护区水域之间是否会明显不同?全面保护的海洋自然保护区总面积的百分比是增加还是减少?最后,具有多种分区的海洋自然保护区是否达到最佳的保护区对非保护区的比例(20%、50%)?如果是,是以什么为基础来解释(为什么)?

成果

- 海洋自然保护区内外人类活动和威胁(自然的和人类活动的)的叙述和定性表征;
- 海洋自然保护区的总面积;
- 海洋自然保护区设定为没有人类活动的总面积(和百分比);
- 海洋自然保护区实际没有人类活动的总面积(和百分比);
- 海洋自然保护区人类活动实际减少的总面积(和百分比);
- 这些区域的全球定位系统坐标;
- 威胁评估简介和优先顺序;
- 威胁减少指数(1%~100%赋值);
- 海洋自然保护区内外威胁活动的地图,使用破坏性捕捞技术的面积;
- 现场海洋自然保护区的边界地图及其内部或与其重叠的保护区。

将有关威胁概况的总结和所观测到的威胁变化提交给不同的利益相关者、管理者和决策者。由于这一指标收集的信息能与管理指标(如巡逻、执法和违规的数量)协同进行,如何有效地通过执法来管理没有人类影响或减少人类影响的区域及渔民遵守的情况可能引起目标受众的兴趣。

优点和缺点

作为快速的定性评估工具,这一指标可用于评估海洋自然保护区内外生物物理环境或特定要素受到人类活动影响的方式及其正在经历着的变化。但是,由于采用的方法(在很大程度上根据管理者和利益相关者的理解)具有很大的主观性,本指标只能与其他的生物物理指标一起测定。就其本身而言,本指标得出的结果不能认为是准确的,也无法单独作为证明海洋自然保护区管理效率的证据。本指标的结果只能被看成是路标,其最大的用处在于将其他的生物指标联系起来叙述其背景与威胁。

尽管该指标在概念上看起来很简单，但信息却不容易收集。由于海洋自然保护区内和(或)周围存在多种人类利用活动，具有很大的复杂性，因此本指标难以进行准确的、可重复的测定。即使收集最基本的有关人类活动和威胁的信息，也需要足够的时间和评估人员，以便与一定数量的管理者和利益相关者座谈，并与焦点团体开展讨论来寻找二手信息的来源。即使在非常主观的水平上，由于TRA方法的固有特点，也会使评估者很难与许多利益相关者交流并进行测定。

参考文献和网络链接

Schmitt, R.J. and Osenburg, C.W. (1995). "Detecting ecological impacts caused by human activities." In R.J. Schmitt and C.W.

Osenburg (eds.), The Design of Ecological Impact Assessment Studies: Conceptual Issues and Application in Coastal Marine Habitats. Academic Press, San Diego, USA. pp. 3-16.

Underwood, A.J. (1995). "On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances". In R.J. Schmitt and C.W. Osenburg, Design of Ecological Impact Assessment Studies: Conceptual Issues and Application in Coastal Marine Habitats. Academic Press, San Diego, USA. pp. 151-178.

Warwick, R.M. (1993). "Environmental im-

pact studies on marine communities: pragmatical considerations". Australian Journal of Ecology 18: 63-80.

TRA 方法

Margolius, R. and Salafsky, N. (2001). Is Our Project Succeeding? Using the Threat Reduction Assessment Approach to Determine Conservation Impact. Biodiversity Support Program, World Wildlife Fund, Washington, DC, USA. [Download Online URL: www.BSPonline.org]

Salafsky, N. and Margolius, R. (1999). "Threat reduction assessment: A practical and costeffective approach to evaluating conservation and development projects". Conservation Biology 13: 830-841.

非索取区

Roberts, C. and Hawkins, J. (2000). A Manual for Fully-Protected Areas. World Wide Fund for Nature, Gland, Switzerland.

Tupper, M. (2001). "Putting no-take marine reserves in perspective". MPA News 26: 2.

发展非索取区

National Center for Ecological Analysis and Synthesis (2001). Scientific Consensus Statement on Marine Reserves and Marine Protected Areas. Annual Meeting of the American Association for the Advancement of the Sciences, February 2001.

专栏B11

现场实例

有人可能会问，跟踪人类影响容易吗？在坦桑尼亚的马菲亚群岛海洋公园，测定整个海洋自然保护区内的人类影响被认为是“非常重要，但近乎不可能的”。评估小组决定对这一指标的测定进行修改和限制，仅集中于单种人类活动（捕捞，限制总强度）和海洋自然保护区总面积的一小部分（822 平方千米中的 30 平方千米，即加以管理的捕捞区）。评估者发现，即便有这样的限定，测定人类影响的劳动强度依然很大：历时 4 个月，每个月 9 天，每天需要 6 个人和 3 艘船持续工作 10~12 小时。即使在信息收集上投入强度如此之大，评估小组很快发现依然无法对

非法的夜间捕捞活动进行足够的采样与监测。为了解决这一问题，评估小组与潜水旅游船合作，后者愿意在每天途经采样带时记录观测到的非法捕捞事件。尽管有此帮助，评估小组发现，旅游人员填写的信息表并不可信，但稍经培训后他们逐渐改进了许多。马菲亚评估小组仍然积极地

寻找一种方法能够对夜间捕捞活动进行采样。

► 马菲亚岛海洋自然保护区负责人乔治·穆苏米和WWF项目共同体官员赫斯拉克·马姆郝金在马菲亚岛的公园总部。

© WWF-CANON /MEG GAWLER

